

Szegedi Tudományegyetem  
Földtudományok Doktori Iskola

# **ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK MODELL-ALAPÚ ÉRTÉKELÉSE**

Doktori (PhD) értekezés

**Kiss Márton Dániel**

Témavezető:

**Dr. Keveiné Dr. Bárány Ilona**

Professor emerita

SZTE Természettudományi és Informatikai Kar  
Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék

**Szeged**

**2019**

# Tartalom

<b>1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK.....</b>	<b>4</b>
<b>2. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK KUTATÁSTÖRTÉNETE ÉS GYAKORLATI ALKALMAZÁSA .....</b>	<b>8</b>
2.1 Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének tudománytörténeti háttere.....	8
2.2. Az ökoszisztéma-szolgáltatások szerepe a döntéshozásban .....	10
2.2.1. <i>Az ökoszisztéma-szolgáltatások a nemzetközi szakpolitikai folyamatokban és kutatási programokban</i> .....	10
2.2.2. <i>Ökoszisztéma-szolgáltatások a kisebb léptékű döntéshozatali folyamatokban</i> .....	12
2.3. Az ökoszisztéma-szolgáltatások csoportosítása.....	16
<b>3. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK FÖLDRAJZI-TÁJÖKOLÓGIAI MEGKÖZELÍTÉSE .....</b>	<b>19</b>
3.1. Tudományrendszertani és történeti háttér .....	19
3.2. A geográfia jellemzőinek megjelenése az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében.....	21
<b>4. AZ ALKALMAZOTT MÓDSZEREK ÉS A VIZSGÁLT TÁJTÍPUSOK (ÁLTALÁNOS ÁTTEKINTÉS).....</b>	<b>25</b>
4.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésének elméleti alapjai .....	25
4.2. A dolgozatban vizsgált tájtípusok általános bemutatása az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében .....	27
<b>5. ESETTANULMÁNYOK AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK MODELL-ALAPÚ ÉRTÉKELÉSÉRŐL .....</b>	<b>33</b>
5.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások felszínborítás-alapú értékelése .....	33
5.1.1. <i>A felszínborítás-alapú kutatás indoklása, célkitűzések</i> .....	36
5.1.2. <i>Módszerek</i> .....	37
5.1.3. <i>Mintaterület, és az arra vonatkozó kutatási előzmények</i> .....	41
5.1.4. <i>Eredmények és megvitatás</i> .....	44
5.2. A tájhasználati intenzitás hatásának értékelése klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatások példáján .....	48
5.2.1. <i>Erdőrezervátumok és különböző kezelési intenzitású erdők szénforgalmi folyamatai</i> .....	50
5.2.1.1 Vizsgálati módszerek.....	51
5.2.1.2 Mintaterület, a vizsgált állományok .....	53
5.2.1.3 Eredmények és megvitatás .....	59
5.2.2. <i>Települési faállományok ökoszisztéma-szolgáltatásai, és azok kezelési intenzitással kapcsolatos mintázatai</i> .....	63
5.2.2.1. Vizsgálati módszer: az i-Tree Eco modell.....	64

5.2.2.2. Mintaterület, felhasznált adatok .....	65
5.2.2.3 Eredmények és megvitatás .....	67
<b>5.2.3. Élőhelyrekonstrukciók hatása az élőhelyek szénforgalmának néhány jellemzőjére .....</b>	<b>78</b>
5.2.3.1. Vizsgálati módszerek.....	80
5.2.3.2. Eredmények és megvitatás .....	80
<b>6. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK MODELLEZÉSI LEHETŐSÉGEI A MESTERSÉGES INTELLIGENCIA MÓDSZEREINEK FELHASZNÁLÁSÁVAL .....</b>	<b>84</b>
6.1. Karsztos tavak eutrofizációs folyamatainak modellezése Bayes-hálók segítségével .....	84
6.1.1. A vizsgálati terület és a kutatás témaköre.....	85
6.1.2. A modell felépítése, eredmények .....	86
6.1.3. Megvitatás: a modell megfelelőségi vizsgálata és az eredmények értékelése .....	88
6.2. Az ökoszisztéma-szolgáltatások térbeli optimalizációja .....	89
6.2.1. Az alkalmazott eljárás: Szomszédság-alapú Genetikai Algoritmus .....	90
6.2.2. Az optimalizálás szempontjai: az ökoszisztéma-szolgáltatások indikátorai .....	91
6.2.3. Mintaterület és az eljárás technikai keretei .....	92
6.2.4. Eredmények és megvitatás.....	94
<b>7. ÖSSZEFOGLALÁS .....</b>	<b>97</b>
<b>IRODALOMJEGYZÉK .....</b>	<b>101</b>
<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....</b>	<b>115</b>
<b>SUMMARY .....</b>	<b>116</b>

## 1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az elmúlt évtizedekben egyre több ismeret halmozódott fel a térbeli léptékekben eltérő, különböző jellegű környezeti problémák eredetével, hatásfolyamataival és következményeivel kapcsolatban. A környezeti problémákhoz és természetvédelemhez kapcsolódóan új tudományágak, gyakorlati és oktatási szakterületek, intézményrendszerek jöttek létre. A kutatás és a döntéshozás számára fontossá vált a környezeti adottságok értékelése, valamint azok társadalmi és gazdasági hasznosságának minősítése. Vizsgálatukkal tárhatók fel a klímaváltozás, a biodiverzitás-csökkenés, a légszennyezés és általában a környezeti változások kialakulásának okai, valamint a kívánatos megoldási lehetőségek közpolitikai és intézményi kérdései. A fenti kérdések közül néhány kiemelt figyelmet kapott az elmúlt időszak kutatásaiban, és a közvélemény előtt is ismertté vált. Ilyen kérdéskör volt többek között a fenntartható fejlődés és az ezzel kapcsolatos interdiszciplináris kutatási programok, a klímaváltozás gazdaságtana és a szénelszámolási rendszerek bevezetése, valamint a környezeti nevelés, mint pedagógiai és egyben ökoturisztikai elem.

Ezekhez a problémakörökhöz kapcsolódva egyre inkább előtérbe került az **ökoszisztéma-szolgáltatások** vizsgálata, melynek lényege a **környezeti adottságok, táji funkciók emberi hasznosítási- és jóllét-fenntartási szempontú számbavétele és értékelése**. A magyar nyelvű fogalommeghatározások közül a dolgozat fő megközelítése, a modell-alapú értékelések szempontjából jól alkalmazható Kelemen Eszter definíciója. Eszerint ökoszisztéma-szolgáltatások alatt mindazokat a kézzelfogható és kézzel nem fogható javakat (termékeket és szolgáltatásokat) értjük, melyek az ökológiai rendszerek természetes vagy ember által befolyásolt működése során keletkeznek, és hozzájárulnak a társadalom, és benne az egyén jóllétének fenntartásához és növeléséhez (Kelemen 2013). A témafelvezető elméleti jellegű tanulmányok és egyszerű számítások után egyre több szolgáltatásra vonatkozóan jelentek meg a biológiai vagy földtudományi folyamatokat pontosan, kvantitatívan leíró esettanulmányok, a monetáris értékelés módszertanával végzett munkák és pontos gazdasági értékeléseket tartalmazó publikációk. Számos példát ismerünk már kvalitatív társadalomtudományi értékelésekre is. A módszertan kidolgozása a táj- és környezettudományok egyik legdinamikusabban fejlődő szakterületévé vált az elmúlt években. Ezt a megjelent tudományos publikációk növekvő száma (Báldi 2011), önálló kötetek megjelenése és a témát középpontba állító folyóiratok indulása („Ecosystem Services”, „International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management”) is jelzi. A megközelítés jelentőségét a tudományos kutatások mellett a szakpolitikai folyamatok, és a megközelítés helyi és nagyobb léptékű döntéshozásban való alkalmazási lehetősége is igazolja (Martinez-Harms et al. 2015). A környezeti adottságok szolgáltatásként való vizsgálata, adott esetben gazdasági értékelése jelentősen megkönnyítheti a tervezésben való alkalmazást. Az értékek ismerete és azok jelentősége a döntéshozók és a szélesebb közvélemény számára is könnyen értelmezhetővé válik. Ez a „kommunikációs előny” számos lehetőséget hordoz a környezeti nevelés számára is, az ökoszisztéma-szolgáltatások fontossága megfelelő eszközökkel az iskolás korosztály számára is jól bemutatható (Lundholm 2011). A koncepciónak ez a sajátossága nemcsak a már megszületett kutatási eredmények gyakorlatba ültetésében játszhat szerepet, hanem a módszertan megszületésében is fontos szerepe volt. Sok tudományos kutatási téma és szakterület fejlődésével ellentétben ugyanis ebben az esetben az eredmények alkalmazása, vagy legalábbis a gyakorlati szféra érdeklődése már viszonylag hamar tapasztalható volt (Guerry et al. 2015). Az egyes részterületeket tekintve és országokként értelemszerűen jelentős eltérések

vannak. Alapvetően azonban elmondható, hogy éppen a környezetvédelmi gyakorlat elvárásai, a környezetvédelem és -menedzsment eddigi rendszerének hiányosságai és elégtelensége hozta magával az igényt egy új típusú környezetértékelési módszertan kidolgozására és használatára. Ezek segítségével a környezet- és természetvédelem szükségessége jobban indokolható a szakma elkötelezett művelőinek körén kívül állók számára is. Számos tapasztalat van már arra vonatkozóan, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások védelmét és helyreállítását célzó projektek több támogatást is elnyerhetnek, mint a „hagyományos” természetvédelmi célokat kitűző hasonló kezdeményezések (Goldman et al. 2008).

A kutatás alapvető motivációja az **ökoszisztémaértékelés gyakorlatorientált alkalmazásához** szükséges **tapasztalatgyűjtés és módszertani fejlesztés** volt, **különös tekintettel a modellezésre és a területi alapú értékelésre**. Az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésével kapcsolatban igen sok eredmény és kutatási tapasztalat összegyűlt már, elsősorban a külföldi szakirodalomban (Crossman et al. 2013). A modellek fejlesztését és használatát szükségessé tevő tényezők, igények a hazai viszonyok között is fennállnak. Ezek közé az összetett környezeti rendszerek és folyamatok leírását, a gyakorlat számára széles körben használható eszközök fejlesztését és a szemléltetést-bemutatást soroltam. A modellezés fontos felhasználási területe a többszemponútú, vagy valószínűségi alapú döntéselőkészítés, ami a területhasználati kérdések vizsgálatakor gyakran felmerül. A legmegfelelőbb tájhasznosítási típus feltárását (akár térbeli formában, optimális területhasználati mintázatként), vagy a tájhasználati döntések és az ökoszisztéma állapotát és szolgáltatásait befolyásoló tényezők hatásvizsgálatát a mesterséges intelligencia eszköztárának használata nagyban segítheti.

Az **ökoszisztémaértékeléssel földrajzi-földtudományi, tájökológiai szakmai háttérrel** kezdtem foglalkozni. Ez a megközelítés jellemezte a teljes kutatást is mind a vizsgált szolgáltatások köre, mind a választott szűkebb módszertani eszközök és integrált táji szemlélet tekintetében. A „természetbúvár szemlélet”, a természeti és a rájuk épülő társadalmi folyamatok megértése, rendszerként való értelmezése irányított a földrajztudomány felé, s ez a felfogás határozta meg munkámat az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során is. A földrajztudomány hazai és nemzetközi szintjein mind az oktatásban, mind a tudományos kutatásban, de a döntéselőkészítés megfelelő szintjein is a szakma képviselői (NRC 1997) foglalkoznak a természeti és társadalmi folyamatok kapcsolatrendszerének feltárásával. Napjainkban, ezek a **komplex környezeti-társadalmi, rendszerszintű problémák** (klímaváltozás, fenntarthatóság, stb.) **integrált szemléletű** szakembereket és kutatásokat igényelnek. Ezek közé sorolható az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése is, amely a földrajz komplex természeti-társadalmi szemléletmódja, térbeli adatbázisai és kutatási-módszertani tapasztalatai segítségével sokat hozzátehet. A kutatás fő módszertani kerete, a bemutatott vizsgálatok közös eleme a **modellezés**, ami fontos része a geográfia és a tájökológia eszköztárának az utóbbi években-évtizedekben.

A modellezéshez és a területi értékeléshez kapcsolódik a **térképezés és a térinformatikai-távérzékelési adatok és módszerek** alkalmazása. Ezek ma már a földrajztudomány legfontosabb módszertani eszközei, de a legelőremutatóbb eszközök közé tartoznak az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében is (Martínez-Harms és Balvanera 2012). A **térbeli adatbázisok** használata, a térképezés és a térbeli modellezés a kutatási célok mellett a döntéselőkészítés legkülönbözőbb szintjein megjelenhet az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében. A birtok szintű mezőgazdasági területhasználat-tervezéstől és a kisebb beruházások hatásvizsgálatától a nemzeti ökoszisztémaszolgáltatás-értékelésekig, a tervezés és szakigazgatás szinte minden érintett területén szükség van a térinformatika

eszköztárának használatára. Ennek megfelelően igen jelentős kutatási, módszertani tapasztalat halmozódott fel ezen a területen. Hazánkban még kevés kutatás foglalkozott a téma földrajzi megközelítésével. Munkám egyik részében ezért célul tűztem ki az ezzel kapcsolatos szakirodalmi áttekintést, valamint egy egyszerű értékelőrendszer megalkotásával bővítem a területi alapú értékelések hazai lehetőségeit. **Az ökoszisztémaértékelés koncepciójának szakpolitikai elismertsége segíthet a geográfia alkalmazott tudományi szerepének erősítésében, az általa kifejlesztett szerteágazó megközelítésmód és módszertani eszköztár fontosságának tudatosításában.** A döntéshozásban való alkalmazhatóság, az ökoszisztéma-szolgáltatások gazdasági értékelésének lehetősége viszont nem jelent haszonelvű szemléletmódot. Munkámban elsődlegesen természettudományos, kvantitatív vizsgálati módszereket alkalmaztam, amik megalapozzák az adott szolgáltatások gazdasági értékelését. Az ökoszisztéma-szolgáltatások piacának kialakulása, a rájuk épülő kifizetési rendszerek (Payments for Ecosystem Services – Farley és Costanza 2010) elterjedése, illetve azok ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésén alapuló pontosítása segítheti a környezet- és természetvédelmi érdekérvényesítést. A szolgáltatások gazdasági értékei azonban nem közvetlenül kerülnek a döntéshozási folyamatokba, eljárásokba, inkább irányadó értékként, figyelemfelkeltő szerepet tölthetnek be a szolgáltatások gazdasági értékei a közvélemény számára. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének számos előnyös tulajdonsága, a használatában rejlő lehetőségek többsége független a gazdasági értékeléstől. A haszon, az életminőség javulása, a tájhasználati döntések motivációjaként is értelmezhetők, tekintet nélkül azok aktuális pénzben kifejezett értékére. Ilyen módon az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése a közösségi tervezés, a tájhasználati konfliktusok feltárásának eszköze lehet, és ezáltal szolgálhatja az érintettek számára legmegfelelőbb területhasználati struktúra kialakítását (Kalóczkai et al. 2015, Kovács et al. 2015b). A biofizikai indikátorok számítása, a kvantitatív értékelés és a közösségi részvételen alapuló, kvalitatív vizsgálati módszerek és eredmények a modell-alapú értékelésekben jól összekapcsolhatók, és az ökoszisztéma-szolgáltatásokat felhasználó döntéselőkészítést segíthetik (Walz et al. 2007, Haines-Young 2011).

A **kutatás motivációi** között fontos szerepe volt azoknak az **aktuális tájökológiai-területhasználati kérdéseknek**, amelyek a vizsgált tájak mintaterületeivel kapcsolatban felmerülnek. Ezeknek a konkrét tájhasználati problémáknak, konfliktusoknak vagy a jövőbeni területhasználati (erdő-, vízgazdálkodási, települési zöldfelület-tervezési, stb.) döntéseket áttételesen segítő elméleti kérdéseknek a megválaszolásához az ökoszisztémaszolgáltatás-szempon্তু megközelítés jelentős többletlehetőségeket nyújt. A dolgozatban szereplő értékelés több tájtípusban zajlott. Ezzel egyrészt példákat szerettem volna szolgáltatni arra, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelési folyamata, sőt maguknak bizonyos ökoszisztéma-szolgáltatásoknak a megjelenése, amik a tájhasználati konfliktusokban szerepet játszanak, jelentősen függ a tájtípustól, a terület földrajzi sajátosságaitól. A különböző típusú táji ökoszisztémákban az anyag- és energiaforgalom eltérő jellegzetességei megjelennek a szolgáltatásokban és azok értékelési, modellezési lehetőségeiben is. A különböző mintaterületek kiválasztásában szerepet játszott az is, hogy ezek a tájtípusok, és azok szűkebb mintaterületei a szegedi földrajztudományi műhely hagyományos kutatási területeinek tekinthetők, ahonnan nagy mennyiségű mérési adat, terepi tapasztalat és általános táji tudás már rendelkezésre áll. A munkában bemutatott jelentősebb terepi adatbázisok gyűjtésében magam is jelentős részt vállaltam (aggteleki és Maros-menti faállomány-szerkezeti adatok, szegedi terepi fakatszter, hortobágyi vizsgálatok). Az ökoszisztéma-szolgáltatások alkalmazott kutatási megközelítésmódja az alapkutatási eredmények felhasználásának egy fontos területe lehet.

Kutatási **hipotéziseim** a következőkben fogalmazhatók meg. Átfogó értelemben azt feltételezem, hogy a tájökológiai adottságok figyelembevétele, az integrált földrajzi megközelítés fontos az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez és az eredmények legpontosabb értelmezéséhez. Ennek részeként valószínűsítem, hogy a különböző tájtypusok jellemző tájhasználati konfliktusainak nemcsak a feltárásához járulhat hozzá a különböző tájhasznosítási igényeknek, érdekeknek az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében való megfogalmazása. A szolgáltatások területi alapú, kvantitatív értékelése (ahol lehet, monetáris értékben) ezek megoldásához, a minél több tájökológiai szempontot figyelembe vevő területhasználat tervezéséhez is hozzá tud járulni. Feltételezésem szerint a felszínborítás vagy a tájhasználat típusa mellett annak intenzitása is jelentős hatással van az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségére. Továbbá hipotézisem az, hogy a kevésbé intenzív tájhasználati gyakorlatok általában kedvezően hatnak az ökoszisztéma-szolgáltatásokra. Az erdők, valamint a városi fák ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékelését szolgáló legfontosabb modelljeit hazai viszonyokra és hazai alkalmazásokhoz adaptálhatónak gondolom. Továbbá feltételezésem szerint a mesterséges intelligencia eszköztára számos kutatási és gyakorlati lehetőséget is jelent az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez kapcsolódóan.

A fentiek alapján **dolgozatom céljai:**

- Az értekezés első része az **ökoszisztéma-szolgáltatások** értékelésének **kutatástörténetét** és főbb fogalmi kérdéseit mutatja be. Az áttekintés **fókuszában** a feldolgozás módszertanát meghatározó **modellezés, térképezés és a döntéselőkészítési** célú értékelés állnak.
- Néhány hazai **táj- és városökológiai, területhasználati probléma vizsgálata** az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés módszertani keretrendszerében, egy, az adott téma és földrajzi terület alapján választott **modell**, illetve **területi alapú értékelési módszer alkalmazásával és fejlesztésével**.
- Hangsúlyosan **foglalkozom a földrajz és a tájökológia szerepével az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében**. A szolgáltatások térképezésének legegyszerűbb módszerét, a **felszínborítás alapú értékelés** lehetőségeit egy Tisza-menti mintaterületre vonatkozóan mutatom be. Módszertani célom ebben az esetben a vizsgált szolgáltatások monetáris értékelése is, és ezek beillesztése az **integrált értékelőrendszer kereteibe**.
- A felszínborítás és a tájhasználat jellege, típusa mellett a szolgáltatások mennyiségét jelentősen befolyásolja a tájhasználati intenzitás, melynek vizsgálatával számos kutatás foglalkozik nemzetközi szinten is az utóbbi években. A tájhasználat megfelelő intenzitású formájának választása, az egyes lehetőségek összehasonlítása több hazai tájtypusban is felmerül fontos, gyakorlatorientált kutatási kérdésként. Egy terepi mérésorozatot első eredményeivel **értékelem a természetvédelmi célú gyp- és vizesélőhely-rekonstrukciók hatását**, ezáltal különböző módon kezelt élőhelyek **üvegházgáz-forgalmának néhány jellemzőjét**.
- A erdők esetében szintén fontos elméleti és gyakorlati-erdőhasználati kérdés, hogy a különböző fafajú, ill. különböző módon kezelt erdőtípusok milyen módon különböznek ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából. Ezt az **erdők** által biztosított egyik legfontosabb szolgáltatás, a **széndioxid-megkötés modell alapú értékelésével** vizsgálom egy karsztos (az Aggteleki-karszton található) és egy ártéri (Maros-menti) mintaterületen. A **fajai különbségek** és a **használati intenzitás** kérdése megjelenik a

különböző települési (Szeged belvárosában elhelyezkedő) **faállományok összehasonlító vizsgálataiban** is, melynek fontos célja a vonatkozó **modell adaptálása** további hazai gyakorlati alkalmazások céljából.

- Két példa alapján mutatom be az **ökoszisztéma-szolgáltatások mesterséges intelligencia eszköztárával** végzett, döntéselőkészítési célú modellezési lehetőségeit. Egy homokhátsági mintaterületen térbeli tájhasználati döntéselőkészítésre genetikus algoritmust használok, karsztos tavak eutrofizációs modelljének példáján a Bayes-hálók alkalmazási lehetőségeit vizsgálom.
- Az **értekezés célja és eredményei részben módszertani megközelítésűek**, célom nemcsak az adott tájtípusokban felmerülő tájökológiai problémák vizsgálata és a konkrét területekre vonatkozó területhasználati döntések megalapozása, hanem az **ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésére rendelkezésre álló eszköztár** hazai viszonyok közötti **tesztelése és új modellezési módszerek fejlesztése** is volt. Ezzel a modellek esetleges későbbi hazai döntéshozási alkalmazásához is szeretnék hozzájárulni, valamint az egyes részvizsgálatok további kutatási irányokat és szűkebb kutatási kérdéseket is kijelölhetnek.

## **2. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK KUTATÁSTÖRTÉNETE ÉS GYAKORLATI ALKALMAZÁSA**

### **2.1 Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének tudománytörténeti háttere**

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének elméleti és gyakorlati kutatása az elmúlt években-évtizedekben egyre nagyobb figyelmet kapott. A jellemzően interdiszciplináris témakör számos megközelítésben vizsgálható. A kutatási tapasztalatok beépítése a későbbi munkákba és értékelési protokollokba részben párhuzamosan zajlik a különböző térbeli és intézményi szinteken való szakpolitikai alkalmazásokkal. Az ökoszisztéma-szolgáltatások elméleti alapjai régről eredeztethetők. A környezetnek a természeti és társadalmi hatótényezők által együttesen alakított, és jellegzetes térbeli elrendeződésű rendszerként való értelmezése már Alexander von Humboldt (1769-1859) munkásságában megjelent (Fränzle 2001). A társadalmi tevékenységek természeti adottságok és folyamatok általi meghatározottságának kérdése már feismerhető a földrajzi determinizmus, posszibilizmus és nihilizmus fogalmaiban, és az ezzel kapcsolatos tudományos diskurzusban is (Hajdú 2007). A XX. század első felében a szakirodalomban már megjelent a **természeti és táji potenciálok** fogalma és értékelése (Bobek és Schmithüsen 1949). A biológiában definiálták az ökoszisztémát, mint az élőlények egymáshoz és élettelen környezetükhöz való kapcsolatrendszerét leíró rendszermodellt (Tansley 1935). Szűkebben a természetnek, az ökoszisztémák által biztosított szolgáltatások jóléti tényezőjeként való értelmezése a múlt század második felére tehető (pl. Westman 1977, Ehrlich és Mooney 1983). A témához kapcsolódó elméleti eszmecserék és kutatások az 1990-es években vettek nagy lendületet, s ebben jelentős szerepe volt néhány emblemikus publikációnak. De Groot (1992) korai munkájában a környezeti funkciók fogalmát vizsgálta és tárgyalta. Ennek a munkának már alapvető jellemzője volt több, ma már az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz kötött módszertani megközelítés (értékelés, tervezésorientáltság stb.). Daily (1997) munkája kiváló elméleti összefoglalót és egyben gazdag esettanulmány-gyűjteményt is nyújtott a természeti szolgáltatásokra vonatkozóan. Costanza és szerzőtársai (1997) a földi ökoszisztémák teljes gazdasági értékbecslését kísérelték meg bemutatni. A számos



egyszerűsítést alkalmazó számítási módszer és a gazdasági értékelést középpontba helyező megközelítésmód miatt a munka igen nagy vitát váltott ki (Pearce 1998, Costanza et al. 1998). Ezzel együtt azonban alkalmas volt a tudományos és a laikus közvélemény figyelmének az ökoszisztéma-szolgáltatások jelentőségére való felhívására, és fontos szerepe volt a témához kapcsolódó kutatások gyors elterjedésében.

A kezdeti témafelvető, megalapozó tanulmányok és egyszerű értékelések után az utóbbi egy-két évtizedben egyre több, a szolgáltatásokat részletes mintaterületi adatsorokra alapozó **természettudományos vizsgálat** született, a szolgáltatások egyre nagyobb körének bevonásával (Brauman et al. 2007, Pásztor et al. 2011, Kandziora et al. 2013, Remme et al. 2014). Ezzel párhuzamosan egyre több tapasztalat gyűlt össze a szolgáltatások **gazdasági értékelésével** kapcsolatban is. A koncepció egyik fő hozzáadott értékének továbbra is a monetáris értékelés lehetőségét tekintik a kutatók. A környezetértékelés jelentős múltra tekinthet vissza az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének népszerűvé válása előtti időkben is (Pearce és Turner 1990). Az előbbi értékelési módszerek alkalmazásával több feltáró munka zajlott Magyarországon már az 1990-es években is, az aktuális környezet- és természetvédelmi ügyekhez kapcsolódóan hatásvizsgálati kérdésekben (pl. Kerekes et al. 1999, Marjainé Szerényi 1999). A tapasztalatok összegzéseként több gyakorlati útmutató és áttekintő munka is született a gazdasági értékelés módszereinek a különböző szolgáltatások értékelésére vonatkozó alkalmazhatóságával, az értékelés menetével és az eljárások korlátaival kapcsolatban (NRC 2004, Marjainé Szerényi 2005). A közgazdasági értékelés fontos szerepet tölthet be az ökoszisztéma-szolgáltatások módszertanának szakpolitikai elismertetésében, és azok fontosságának társadalmi tudatosításában. Ugyanakkor a haszonelvű megközelítés több szempontból torzíthat és számos szempontot nem tud figyelembe venni a szolgáltatásokat igénybevevő tájhasználóknak a természethez való viszonyával kapcsolatban. A szűk piaci logika és a gazdasági értékelésre alapozott kifizetési rendszerek pedig egyfajta privatizációs folyamatot is elindíthatnak, a korábban közjónak tekintett természeti tényezők, folyamatok földtulajdosokhoz való rendelkezésével összefüggésben (Kelemen és Pataki 2014). Emiatt az utóbbi időben egyre inkább előtérbe kerülnek a **közösségi részvételen alapuló, nem monetáris értékelési technikák** (Kelemen 2013, Kovács et al. 2015b). Ezek alkalmazásával jól feltárhatók az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások, a velük kapcsolatos preferenciák, és ebben a keretrendszerben vizsgálhatók a tájhasználati konfliktusok tényezői (Kalóczkai et al. 2015).

Dolgozatomban elsősorban kvantitatív, modell alapú értékelési módszereket használtam, ezekhez általában jól köthető az adott szolgáltatások monetáris értékelése, egy részvizsgálatnak pedig központi eleme egy gazdasági értéken alapuló értékelőrendszer megalapozása. A monetáris értékelés bizonytalansága és az említett hiányosságok miatt a szakirodalomban is felhívják a figyelmet, hogy a számított gazdasági értékek közvetlenül nem jelenthetik a kifizetési rendszerek vagy hatásvizsgálati eljárások alapját. Azok tervezése során egyéb társadalmi és közpolitikai tényezőket is figyelembe kell venni (Jack et al. 2008). A saját munkámban a példavizsgálatok mindegyikére jellemző a tájhasználati döntéselőkészítés közvetlen segítése, vagy annak előkészítése. Ennek érdekében saját szakmai véleményem szerint a gazdasági értékelésnek fontos szerepe lehet abban, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások és azok értéke a tervezés és szakigazgatás különböző szintjein a környezetgazdálkodás részévé váljon. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében tehát széleskörű tudásanyag halmozódott fel az ökológiai kutatások, a természeti potenciálok vizsgálata, valamint a gazdaság- és társadalomtudományok területén egyaránt. Ezekre építve,

fontos szerepet kaphatnak az önmagukban, deklaráltan interdiszciplináris megközelítésű kutatási irányok, ezek közé sorolható a geográfia és a tájökológia is.

## **2.2. Az ökoszisztéma-szolgáltatások szerepe a döntéshozásban**

A természeti és az azokat alakító társadalmi folyamatok több térbeli léptékben szerveződnek, a környezet-átalakítási és -védelmi folyamatok is több szinten zajlanak. Ennek megfelelően az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének módszerei is különböző eljárásokban, számos intézményi szinten megjelenhetnek a környezetvédelmi, tájhasználati döntéshozásban.

### ***2.2.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások a nemzetközi szakpolitikai folyamatokban és kutatási programokban***

A legátfogóbb keretet a nemzetközi szakpolitikai dokumentumok, intézmények és folyamatok jelentik. Ezek között több olyan kezdeményezést is ismerünk, melynek fókuszában az ökoszisztémaszolgáltatás-értékelés állt, és amelyek a tudományterület fejlődését is jelentősen segítették, megrendelőként, hivatkozási alapként vagy ösztönzőként. A szakterület fejlődésének egyik legfontosabb állomása volt a **Millenniumi Ökoszisztéma Felmérés (Millennium Ecosystem Assessment)**, ami az ENSZ kezdeményezésére és irányításával zajlott a 2000-es évek elején. A több, mint 1000 szakember részvételével zajló munka alapvető koncepcionális kerete a különböző jólleti tényezők és az ökoszisztéma-szolgáltatások sokirányú, összetett kapcsolatrendszer volt (Kelemen és Pataki 2014). A munka során részletes értékelések készültek az ökoszisztéma-szolgáltatások károsodásairól a Földön. Szenárióelemzések is rendelkezésre állnak a környezetpolitika aktivitásától és a gazdasági folyamatok térbeliségétől függő jövőképek mentén, azok összehasonlításával (MEA 2005). A globális jelentések mellett kisebb, kiválasztott területekre vonatkozó értékelések, és fontos környezeti kérdéseket (pl. elsivatagosodás, vizek mennyiségi és minőségi helyzete) kiemelő, tematikus jelentések is készültek (MEA 2005).

Hasonló, több éves nemzetközi szakpolitikai folyamat volt a **TEEB program (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)**, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások gazdasági jelentőségére és gazdasági értékelésére helyezte a hangsúlyt. A program G8 miniszteri kezdeményezésre indult 2007-ben. Felépítésében, menetében számos ponton hasonló volt a MEA-hoz, és eredményeit is hasonlóan, részletes szakmai dokumentumokban hozták nyilvánosságra. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével kapcsolatos elméleti alapvetéseket, amelyeket a programban számos gyakorlati példán keresztül is bemutattak, egy elméleti megalapozó kiadványban foglalták össze (Ecological and Economic Foundations – TEEB 2010a). Külön dokumentum foglalkozott a természeti tőke és az ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenítésével a nemzeti és nemzetközi szakpolitikai döntéshozatalban (TEEB in National and International Policy Making – TEEB 2011). Az ökoszisztéma-szolgáltatásokra alapozó regionális és helyi döntéshozás támogatására készült a TEEB in Local and Regional Policy című dokumentum (TEEB 2010b), míg az üzleti szektor képviselői számára a TEEB for Business dokumentumot állították össze (TEEB 2012). A TEEB jelntésekből levonható összefoglaló következtetés, hogy a gazdasági élet számos részterülete és szereplője függ a természeti környezet állapotától és egyben jelentősen befolyásolja azt, bár jelenleg a természeti környezet számos értékösszetevője csak externálisan jelenik meg az üzleti folyamatokban. Mindeközben egyre nő a fogyasztói tudatosság is, a környezetbarát módon előállított termékeket előnyben részesítve. A jelentés hangsúlyozza, hogy a gazdasági élet

szereplői által a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások védelme érdekében hozható lépések más társadalompolitikai célok szempontjából is kedvezőek lehetnek.

A hazánk szempontjából legfontosabb nemzetközi szakpolitikai kereteket az Európai Unió releváns folyamatai jelentik. A különböző tudományos műhelyekben született értékeléseket egyes tagállamok saját vállalásai alapján készült nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás-értékelések (UK NEA, 2011, Santos-Martin et al. 2014) követték. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése a Közösség természetvédelmi politikájában meghatározó szerepű keretrendszerre az EU 2020-ig tartó Biodiverzitás Stratégiája révén vált (ennek elfogadása 2010-ben történt az állam- és kormányfők által). A stratégiai dokumentumba több, természetvédelmet érintő (közösségi vagy tagállami szintű) vállalás került. Ezek közül az 5. célkitűzés előírja a tagállamoknak a területükön található ökoszisztémák, valamint azok állapotának és szolgáltatásaiknak a térképezését, 2020-ig pedig gazdasági értékük meghatározását és ezek beépítését a nemzeti számviteli rendszerekbe. A megvalósítás egy önálló szakpolitikai kezdeményezés, a **MAES-folyamat (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services)** keretei között zajlik. Ennek részeként, egy tag szakértői csoport, a MAES Munkabizottság (MAES Working Group – WG) felügyeli és biztosítja a szakmai háttérrel a tagállami projektekhez. A MAES WG tagjai az EU országainak képviselői (kutatók, minisztériumi küldöttek, stb.) és az érintett központi intézmények (pl. European Topic Centre on Biological Diversity, Joint Research Centre) szakértői. A MAES-folyamatban az ökoszisztémák és szolgáltatásaik értékelését és térképezését a következő lépésekben írták elő: 1. Ökoszisztémák térképezése, 2. Ökoszisztéma-állapot értékelése, 3. Ökoszisztéma-szolgáltatás-bebecslés. A MAES-folyamat önálló dokumentumaiként eddig négy jelentés készült. Ezek egyrészt módszertani mintákat, indikátorokat adhatnak az egyes országok térképezési feladataihoz, másrészt forrásként használják is a különböző tagállami adatokat, értékeléseket. Az első MAES-jelentés az alapvető fogalmi keretek, a főbb definíciók, valamint az ökoszisztéma- és ökoszisztémaszolgáltatás-kategóriarendszerek bemutatását, tisztázását szolgálta (EC 2013b). A második jelentés (EC 2014) a térképezésben használható indikátorokra, azok jellemzőire, adatforrásaira tartalmazott javaslatokat, valamint ezeket hat pilot-tanulmányban tesztelték is (agrárökoszisztémák, erdők, édesvizek és tengeri ökoszisztémák, természeti tőke elszámolási rendszerek, Élőhelyi Irányelvhez kötődő természetvédelmi állapotadatok felhasználhatósága). A harmadik MAES-jelentés (EC 2016) az ökoszisztéma-állapot európai szintű értékelését, és az ezzel kapcsolatos tapasztalatokat, kihívásokat mutatta be. A negyedik jelentés az első ökoszisztéma-specifikus dokumentum, négy település példáján keresztül mutatta be a városi ökoszisztéma-szolgáltatások jelentőségét, értékelési lehetőségeit és a rendelkezésre álló európai tapasztalatokat (Maes et al. 2016). Az eddigi utolsó, ötödik jelentés az ökoszisztéma-állapot értékelésének elméleti alapjaival, valamint az ökoszisztéma-típusonkénti és átfogó értékelésekben alkalmazható indikátorokkal foglalkozott (Maes et al. 2018).

A MAES-folyamatba illeszkedve indult el 2016-ban az ökoszisztéma-szolgáltatások átfogó értékelési és térképezési folyamata Magyarországon egy minisztériumi koordinálású projekt keretében (Kiss et al. 2017). Ezt megelőzően a módszertan még inkább csak említés szintjén került elő a különböző nagy léptékű hazai területi és környezeti tervezési dokumentumokban. A II. Nemzeti Biodiverzitás Stratégiában (2015-2020) értelemszerűen elsősorban a biológiai sokféleség védelmével összekapcsoltan jelent meg (NBS 2015). A Nemzeti Tájstratégiában már áttekintő jelleggel, de szolgáltatástípusonkénti összefoglaló megállapítások olvashatók azok állapotáról, a felismerhető tendenciákról (NTS 2017).

### **2.2.2. Ökoszisztéma-szolgáltatások a kisebb léptékű döntéshozatali folyamatokban**

Az átfogó, nagyobb léptékű szakpolitikai folyamatok, szervezetek és dokumentumok létrejötte mellett az ökoszisztéma-szolgáltatások módszerei úgy szolgálhatják leghatékonyabban a környezet- és természetvédelmi érdekek érvényesítését, ha a **kisebb területi léptékekben szervezett szakigazgatási, tervezési eljárásokba** is beépülnek. A területhasználati tevékenységek ökoszisztéma-szolgáltatásokra való hatásai, az ökoszisztéma állapota és a szolgáltatások közötti kapcsolatok ebben a léptékben vizsgálhatók legpontosabban. A társadalmi-gazdasági vonatkozások tanulmányozására, a szolgáltatások monetáris vagy nem monetáris értékelésére sok esetben ez a legalkalmasabb szint, a környezethasználati tevékenységeket szabályozó intézmények jelentős része is itt szerveződik. A fentiek miatt már viszonylag korán, a MEA-ban, és az azt követő években számos munkában felhívták a figyelmet az ökoszisztéma-szolgáltatások beépítésének szükségességére mind a területi tervezési folyamatokba, a tájléptékű természetvédelmi döntéselőkészítésbe, és az ilyen szinteken bevezetett pénzügyi ösztönzőkkel kapcsolatos kutatásokra és a tapasztalatok megosztására (Chan et al. 2006, Daily et al. 2009). A TEEB for Local and Regional Policy Makers dokumentum létrehozása is ezt a célt szolgálta. Ennek szerzői hangsúlyozták, hogy a természet nemcsak esztétikai értékén, rekreációs funkcióján keresztül tölt be fontos szerepet a települések, és a kisebb térségek életében és gazdaságában. Ilyen szinteken is figyelembe kell venni a jóllét számos tényezőjére kifejtett szerepét, ami számos ökoszisztéma-szolgáltatás esetében gazdasági előnyöket, költséghatékony megoldásokat is hozhat. Ezek egyben több más olyan területfejlesztési, településirányítási cél eléréséhez is hozzájárulhatnak, amelyek szintén a helyi szintű döntéshozók feladatát képezik (pl. helyi foglalkoztatás). Az elmúlt években a világ különböző részein számos eljárástípushoz, gyakorlati intézkedéshez dolgoztak ki és alkalmaztak módszereket az ökoszisztéma-szolgáltatások döntéshozatali folyamatokba való beépítésére, az igényeknek megfelelő értékelésére. Martinez-Harms et al. (2015) áttekintő tanulmányukban megállapították, hogy az alapvetően gyakorlatorientált vizsgálatokban és megvalósult projekteken szerzett széles körű tapasztalatok mellett viszonylag kevés a vizsgálati területek tájhasználati konfliktusaira, területhasználati problémáira pontosan reflektáló, a döntéselőkészítés célszerű eljárásrendje szerint véghezvitt vizsgálat és ökoszisztéma-szolgáltatásokra alapuló döntéshozatal. A szerzők a következő főbb döntéshozatali lépések követését javasolják (Gregory et al. 2012 munkáját is felhasználva). A folyamat elején a területhasználati, természetvédelmi probléma vagy problémák pontos azonosítása szükséges (az eddigi vizsgálatok jelentős része a szolgáltatások értékelésére, térképezésére koncentrált, csak a biztosított szolgáltatások mennyiségének („supply”) meghatározását célul kitűzve). Ezzel együtt szükséges a társadalmi háttér, a motivációk felderítése és a valóban releváns társadalmi-gazdasági adatok összegyűjtése. Ez már feltételezi a megfelelő térbeli lépték ismeretét a szolgáltatások biztosításában és használatában. Fontos további lépések az ökoszisztémaszolgáltatás-alapú döntéshozatalban a tájhasználati alternatívák és a szolgáltatások közötti átváltások pontos vizsgálata. A megfelelő döntéshozatalhoz szükséges az érintettek véleményének, preferenciáinak figyelembevétele is.

#### *Indikátorok kiválasztása és használata a döntéselőkészítési célú ökoszisztémaszolgáltatás-értékelésekben*

A döntéshozásban való alkalmazás számos szempontot felvet az indikátorok kiválasztásával, használatával kapcsolatban is, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások

értékelésének egyik legfontosabb eszköze. Hauck és szerzőtársai (2015) ezeket a szempontokat tekintették át, egy ezzel kapcsolatos folyóirat-különszám bevezetőjében. A korábbi irodalom alapján összefoglalóan elmondható, hogy a legkülönbözőbb területekre kidolgozott ökoszisztémaszolgáltatás-indikátorokat eddig elsősorban tudományos vizsgálatokban alkalmazták. Ugyanakkor egyre nagyobb igény mutatkozik a valós tervezési és szakigazgatási folyamatokban való alkalmazására. Ennek érdekében, az ökoszisztémaszolgáltatás-koncepciót kevésbé ismerő gyakorlati szakemberek számára tisztázni kell a módszertan alkalmazása (és ennek részeként az indikátorok kidolgozása) során leggyakrabban felmerülő kérdéseket (pl. disservice-kérdéskör). Az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos absztraktabbnak tekinthető elméleti megfontolások, valamint az indikátorok összetettsége miatt a döntéshozók számára esetleg túl bonyolulttá válhat a módszertan alkalmazása (Diehl et al. 2015). Az ezen problémák miatt kidolgozott egyszerűbb indikátorok ugyanakkor túlzottan le is egyszerűsíthetik az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításának pontos folyamatát. Ez különösen pl. helyettesítő indikátorok esetén merülhet fel. Az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak az egyes döntéshozási, szakigazgatási eljárástípusokban való alkalmazására lehetőség nyílna a meglévő eljárási keretek között. Például Albert et al. (2015) vizsgálata egy, a környezetátalakítási beavatkozások hatásának értékelésére általánosan használt DPSIR (Driving Forces, Pressures, State, Impacts and Responses) keretrendszerbe illesztett tájhasználat-tervezési folyamatot mutat be. Ugyanakkor az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének elméleti kereteit legjobban leíró rendszereket is alkalmassá lehet tenni a döntéshozás céljai számára. Mononen et al. (2016) vizsgálata országos léptékben szolgáltat példát a kaszkádmodell használatára a döntéshozási célú indikátorok választása során. A társadalmi kapcsolódások és a módszertan integrált jellege miatt ebben az esetben különösen fontos a transzdiszciplináris megközelítés, az érintett szakterületek képviselőinek nyitottsága és együttműködése. Egy tudományosan kellően megalapozott, ugyanakkor a döntéshozásban is jól alkalmazható, és minden érintett szakember által elfogadott indikátorrendszer ideálisan egy hosszú távú, a kutatók és a döntéshozók közötti folyamatos párbeszédre és visszacsatoláson alapuló intézményi keretben jöhet létre.

#### *Környezeti hatásvizsgálati és stratégiai környezeti vizsgálati eljárások*

A hatásvizsgálati folyamatok, az ezzel kapcsolatos jogszabályi kötelezettségek miatt, a környezeti döntéshozás számos részterületén jelen vannak. Ezek az eljárások közvetlenül kötődnek területátalakítási lépésekhez, gazdasági célú beruházásokhoz. Ezért a környezeti érdekérvényesítés hatékonyságának jelentős javulását várhatjuk, ha ilyen léptékben, ezeknek a folyamatoknak is részévé válik az ökoszisztéma-szolgáltatásokra való hatások értékelése. Ezt ösztönözheti az, hogy a hatásvizsgálati folyamatok működésével kapcsolatos áttekintő vizsgálatokban többek között olyan problémák is megfogalmazódnak, amikre ez a szemlélet és értékelési megközelítés jó megoldásokat kínálhat (Baker et al. 2013). Például a szakterületi széttagoltság miatt sokszor hiányzik az egyes vizsgálati részeket integráló, összefoglaló értékelés, és az egyes részekben jelentős minőségi különbségek is lehetnek. A hatásvizsgálati eljárásokban és a stratégiai környezeti vizsgálatokban is általában fontos szempont az érintettek megfelelő bevonása. Ehhez szintén nagyban hozzájárulhat az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének alkalmazása, a közösségi részvételen alapuló értékelésre vonatkozó módszertani tapasztalatok és a megközelítés általános, döntéselőkészítési fókuszú szemlélete révén.

Ezeket felismerve, már viszonylag korán megjelentek szakpolitikai ajánlások, általánosabb jellegű útmutatók különböző nemzetközi szervezetek által kiadott dokumentumokban (OECD 2008, WRI 2011). Ezekben részletes szempontrendszer és az ökoszisztéma-szolgáltatások beépítésének egymást követő lépései is megtalálhatók az egyes eljárástípusokra vonatkozóan. A hatásvizsgálati folyamatban egy példaprojekt alapján ismertetik többek között a szolgáltatások feltárásának, az érintettek bevonásának és az egyes szolgáltatások megfelelő keretrendszerben való értékelésének lépéseit. A stratégiai környezeti vizsgálatoknál az OECD által az eljárás menetének általános lépéseinél alkalmazható ellenőrzőlistát közölnek az ökoszisztéma-szolgáltatások figyelembevételéhez, program- és átfogó szakpolitikai szinteken. A TEEB for Local and Regional Policy Makers dokumentumban egy külön fejezet található ezekről az eljárástípusokról. A szakpolitikai, szakmai beépítési folyamat indokoltságának tárgyalása és az alapvető lépések összefoglalása mellett néhány példát is közölnek, a TEEB esettanulmányok köréből (pl. egy dél-afrikai vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés és egy közép-ázsiai vizesélőhely-restaurációs program stratégiai környezeti vizsgálatainak támogatása az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével).

Az Európai Unióban a fentiekhez hasonló nagyobb terjedelmű, átfogó szakpolitikai dokumentumként az Európai Bizottság által megjelentetett, alapvetően a biodiverzitás megőrzése és a klímaváltozáshoz való alkalmazkodás hatásvizsgálati folyamatokba való beépítésével foglalkozó szakmai anyag említhető elsősorban (EC 2013a). Ebben az ökoszisztéma-szolgáltatások megőrzése erősen összekapcsolódik a biodiverzitás-politikával (ez az EU 2020-ig szóló Biodiverzitás Stratégiáját is áthatja). Az eljárásokba való integrációval kapcsolatos módszertani segédletnek pedig fontos elemei a feltárási fázist segítő kulcskérdések, majd a különböző mitigációs lehetőségek összefoglalása, a két fő problémakörre külön-külön elkészítve. Fontos elem a zöldinfrastruktúra-szemlélet, a különböző környezetpolitikai célokat összehangoltan (win-win) szolgáló megoldások ajánlása. Részletes szabályozás tehát EU-s szinten nincs ezzel kapcsolatban, de több, jól dokumentált példa is rendelkezésre áll különböző szakmai részterületekről, különböző tagorságokból. A Portugália tengerparti területeire készült (nemzeti szintű) integrált területhasználati terv (Integrated Coastal Zone Management Plan) stratégiai környezeti vizsgálatában az ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálatának alapvető motivációja a biodiverzitás értékének feltárása, bemutatása volt. A folyamatban nem végeztek részletes elemzéseket az ökoszisztémák és szolgáltatásaik állapotáról. A szolgáltatásokat érő hatások vizsgálata, az esetleges hasznosság és kockázatok (elsősorban kvalitatív) értékelése meghatározott scenáriók eseteire történt. Ez szakpolitikai kulcsszereplőkkel való konzultációk alapján zajlott, és ennek során elkülönítésre kerültek a változások közvetlen és közvetett hatótényezői is (a folyamatnak és az elkészült dokumentumnak sajátossága volt a tervezési scenáriók felállítása, amelyek hatásai jól elkülöníthetőek voltak a különböző szolgáltatásokra – ebben jelentős eltérést láthatunk az eljárás magyarországi jellegétől). A tapasztalatok alapján a stratégiai környezeti vizsgálat jelentős előnyökkel járt az ökoszisztéma-szolgáltatások szakpolitikai beépítésében (Partidário 2010). Partidário és Gomes (2013) a témával kapcsolatos összefoglaló tanulmányukban a szakértők és érintettek bevonását a teljes vizsgálati folyamatban javasolják (a szolgáltatások feltárásától, jelentőségük rangsorolásától az értékelésig). Javasolják a gazdasági értékelést, mint a döntéshozók számára jól értelmezhető eredményeket biztosító eszközt, az erre alkalmas esetekben. A Glasgow-i települési vízgazdálkodási stratégiai fejlesztési tervet (Metropolitan Glasgow Strategic Drainage Partnership Implementation Plan – MGSDP 2011) alapvetően klímatudatos, innovatív szemlélet jellemezte, jelentősen építve a vízmegtartásra és a zöld

infrastruktúra elemek alkalmazására. A terv stratégiai környezeti vizsgálata térbeli formában is vizsgálta az egyes ökoszisztéma-funkciókat, és ilyen kontextusban vizsgálta az esetleges beavatkozások hatásait. Ezt az teszi lehetővé, hogy a települési zöldfelületek klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatásai viszonylag egyértelműen köthetők az alapvető tervezési elemnek tekinthető, jól térképezhető zöldfelületekhez, azok mennyiségéhez, egyszerű indikátoraihoz. Emiatt a városi ökoszisztéma-szolgáltatások kvantitatív értékelése kivitelezhetőnek mondható ilyen léptékű eljárásokban, környezeti hatásvizsgálatokban is (a térbeli lépték tekintetében a fent részletezett példa is részben inkább annak nevezhető). Egy, a DEFRA által koordinált nagy-britanniai alkalmazott kutatásban (DEFRA 2007) egy útépitési projekt környezeti hatásvizsgálati folyamatához adaptálták az ökoszisztéma alapú megközelítést és az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését. A vizsgálati kérdések, szempontok (hatásterület, hatás jelentősége, stb.) jelentős részben megtalálhatók a környezeti hatásvizsgálati eljárás általános (Magyarországon is alkalmazott) szempontrendszerében is. A tájléptékű területi tervek stratégiai környezeti vizsgálatához jó eszközt jelenthet az InVEST, vagy más térbeli modell. Segítségével kvantitatív, egyszerűen kezelhető formában kaphatunk eredményeket a megfelelő ökoszisztéma-szolgáltatásokra való hatásokról (Geneletti 2013). Baker et al. (2013) munkájuk befejező részében egy SWOT-analízist is közölnek az ökoszisztéma-szolgáltatások integrációjáról, a hatásvizsgálati és stratégiai környezeti vizsgálati eljárásokban. Belgiumban egy webes alkalmazás is készült az ökoszisztéma-szolgáltatások gyors értékelésére, a tervezés segítéséhez, és a lakossági tudatosság növeléséhez. A Broekx et al. (2013) munkájában bemutatott eszköz egyszerű egyenleteken, értékelő táblázatokon alapul, elsősorban a szabályozó és kulturális szolgáltatások értékelését teszi lehetővé, részben gazdasági értékeléssel is kiegészítve.

#### *Tájtervezés, területi tervezés*

A tervezési oldallal kapcsolatos nemzetközi szakmai tapasztalatok nagy vonalakban hasonlóan írhatók le a hatásvizsgálati és stratégiai vizsgálati eljárásokhoz. A Föld különböző részein nagyon eltérőek a különböző területi léptékekre vonatkozó tervezési eljárások jogszabályi hátterei és szakmai követelményei. Ezért az egyes területekre kidolgozott módszerek ritkán ültethetők át közvetlenül más országok eljárásrendjébe vagy alkalmazhatók más tájtypusokra. De az egyre több területről származó, egyre több példa, értékelési séma vagy akár célzott modellalkalmazás jó szakmai alapot jelenthet a hazai példaalkalmazásokhoz, majd később az intézményi, jogszabályi szintű alkalmazások tervezéséhez is. A rendelkezésre álló tapasztalatok már lehetővé tették a témával foglalkozó összefoglaló tanulmány elkészítését is (Albert et al. 2014).

A témával kapcsolatos egyfajta összefoglalónak tekinthető ebben az esetben is a TEEB for Local and Regional Policy Makers dokumentum vonatkozó fejezete. Ennek bevezetőjében, az elméleti alapok részeként kiemelik, hogy az ökoszisztémaszolgáltatás-módszertan alkalmazása hasznos eszközt adhat a területi tervezés hagyományos feladatainak megoldásában, például a szolgáltatások közötti átváltások értékelésével (tájhasználati konfliktusok megértéséhez, megoldásához). A felmerülő megvalósítási szempontok (pl. térbeli lépték kérdése, érintettek megfelelő bevonása) áttekintése után több példát is említene a Föld különböző részein megvalósult területi tervezési alkalmazásokról. Wang et al. (2010) munkájában az InVEST modellt használták a különböző ökoszisztéma-szolgáltatások területi eloszlásának vizsgálatára, ezen az alapon történt a fejlesztési és védelmi prioritású területek elkülönítése (tehát alapvetően tervezési, nem hatásvizsgálati eszközként). Több példa is említi

a városi zöldfelületeket. Az a tény, hogy a szolgáltatások jelentős része kvantitatívan jellemezhető viszonylag egyszerűen előállítható adatokból, ez a tervezésben való alkalmazást is egyszerűbbé teszi (UN-HABITAT 2009).

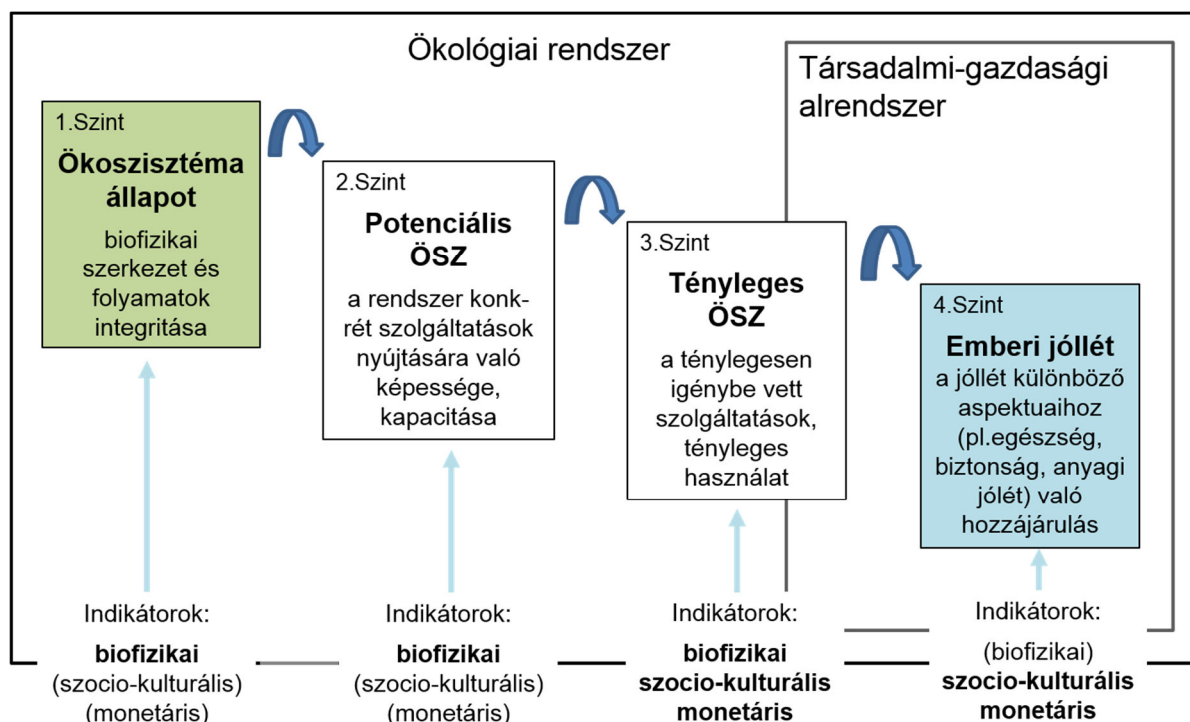
A fentiek alapján megállapítható, hogy több környezetvédelmi, környezetpolitikai szakterületen is egyértelmű igény mutatkozik az **integrált szemléletű döntéshozatalra**, a védelem és fejlesztés, természetvédelem és tájhasználat szegregált kezelése helyett. Ezt az ökoszisztémaszolgáltatás-módszertan elterjedése, az adott szakterületek eljárásaiba való beépítése nagyban segítheti, sőt, elvileg egy átfogó környezetgazdálkodási, környezettervezési keretrendszerként is szolgálhat a jövőben („ecosystem service governance”). A rendszeres adatgyűjtésen, monitorozáson alapuló indikátorok akár több részterület igényeit is kiszolgálhatják, így a területi tervezést, hatásvizsgálati és stratégiai környezeti vizsgálati eljárásokat is. A különböző területekről származó tapasztalatok is azt mutatják, hogy a tervezésben dolgozó gyakorlati szakemberek elsősorban a kutatókkal való kapcsolatok révén, valamint célzott információs anyagokból már ismerik az ökoszisztémaszolgáltatás-koncepciót és annak elemeit. Ugyanakkor a fontosabb szakpolitikai dokumentumok, globális értékelések kevésbé ismertek előttük (Albert et al. 2014, Mascarenhas et al. 2014). Az esetenként nem kellően tisztázott fogalmi kérdések, a gyakorlati útmutatók és esettanulmányok kis száma is nehezítheti a koncepció elfogadtatását a tervezők körében (Albert et al. 2014, Sitas et al. 2014). Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének döntéselőkészítésben való alkalmazását a módszertan integrált szemlélete, a térképezéshez, indikátorokon alapuló egyszerű értékeléshez rendelkezésre álló tudományos háttére alapvetően már lehetővé teszi. Ennek konkrét módszertana a vizsgált szolgáltatások jellegétől és az értékelés szűkebb céljától függően alakulhat. Több tanulmányban is hangsúlyozták a szakértők és az érintettek bevonásának szükségességét, a kognitív térképezés és szcenárióanalízisek során térbeli formában kaphatunk a tervezésben használható információt (Albert et al. 2012, Moreno et al. 2014). A szolgáltatások térképezése és kvantitatív értékelése a példák egy részében az adott terület jellegét és adatellátottságát is figyelembevevő, fejlesztett indikátorok segítségével történt (Casado-Arzuaga et al. 2013). Fontos szerepet kaphatnak a tájmintázat indikátorszerepére alapuló mérőszámok, tájmetriai indexek is, melyek különösen szcenárióanalízisekben jelenthetnek jól hasznosítható eszközt (Frank et al. 2012, Frank et al. 2014). Ez az indikátorválasztás mellett a területi tervezésben és a hatásvizsgálati eljárásokban is közvetlen szerepet kaphat. A fentiek mellett ugyanakkor gyakorlatilag a világ bármely részére vonatkozóan elmondható (Magyarországon pedig mindenképp), hogy bár a környezetpolitika területén egyre nagyobb teret nyer, de a gazdaságfejlesztési és más társadalompolitikai célok jelenleg még nem teszik lehetővé, hogy a megközelítés átfogó célrendszerként határozza meg az érintett ágazatok (agrárgazdaság, vízügy, városfejlesztés, stb.) tervezési, projektfejlesztési folyamatait. Jelen munka, és általában a tudományos-módszertani alapoató munkák értelemszerűen nem tűzhetik ki célul ennek megváltoztatását. Azonban a teljesebb körű intézményi integrációhoz a meglevő irányítási rendszereket figyelembe vevő, további célzott kutatások és gyakorlati alkalmazások jelentősen hozzá tudnak járulni (Primmer és Furman 2012).

### **2.3. Az ökoszisztéma-szolgáltatások csoportosítása**

Az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepciója jelentős részben éppen közérthető jellegének, alkalmazott szemléletének köszönhetően áll a kutatások homlokterében. Ugyanakkor a fogalom lehatárolása, az elméleti keretek tisztázása, fontos lépése kell, hogy legyen az ezzel kapcsolatos vizsgálatoknak. Ugyanis a természeti adottságok, folyamatok



társadalmi hasznosulásának folyamatával, az egyes szolgáltatások létrejöttével kapcsolatban több fontos fogalom felmerül és jelen van a szakirodalomban. Ezekkel kapcsolatban már több összefoglaló jellegű munka született magyar nyelven is (Kelemen et al. 2010, Kelemen 2013, Kovács et al. 2014). A következőkben elsősorban ezek felhasználásával tisztázom a legfontosabb definíciós és csoportosítási kérdéseket, koncentrálna a saját vizsgálatokban előforduló megközelítések bemutatására. Ezeknek az elméleti kereteknek a bemutatását, a szolgáltatások biztosításának és emberi hasznosításának folyamatát jól ismerteti az ún. **kaskádmodell** (Haines-Young és Potschin, 2010a), ami gyakorlati alkalmazásokban is használt keretrendszerré vált az utóbbi években (1. ábra). Az elméleti séma lényege, hogy a szolgáltatások az ökoszisztémák állapotától az emberi jóllétig többlépcsős folyamatban jönnek létre és az egyes szintek külön-külön jellemezhetők indikátorokkal, sajátos értékelési módszerekkel.



1. ábra: A kaskád keretrendszer főbb elemei (Haines-Young és Potschin 2010a, ill. Kovács et al. 2014, 2015a alapján, módosítva)

Az első szinten az **ökoszisztémák állapotát** találhatjuk, ezen a szinten még az emberi jólléttől független állapotjelzőkkel jellemezhetjük az ökoszisztémák szerkezetét, működőképességét (pl. primer produkció, növényborítottság, stb.). Ennek alapja az, hogy csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a szolgáltatások széles körét nyújtsák (Kovács et al. 2014). A kaskád második szintjén az **ökoszisztéma funkciókat** találjuk, amelyek az ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó képességét jelentik. Maguk az ökoszisztéma-szolgáltatások a kaskád következő szintjén jelennek meg, amik **a társadalom által ténylegesen igénybe vett hasznokat** jelentik. A kaskád utolsó, negyedik szintjén a szolgáltatások igénybevétele révén megnövekedett **jóllét** található, ami szintén értelemszerűen külön indikátorokkal jellemezhető. Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalmában tehát mindenképp hangsúlyosan megjelenik az emberi hasznosítás, a jólléthez való hozzájárulás, ez közös eleme a szolgáltatások definícióinak (Costanza et al. 1997, Fisher és Turner 2008, stb.).

Szintén több megközelítés ismert a szakirodalomban az ökoszisztéma-szolgáltatások csoportosítására. Ezek többsége a hasznosulás jellegén alapuló, ún. „funkcionális” kategorizálás (Kovács et al. 2014). A nagy nemzetközi szakpolitikai dokumentumok is egy-egy saját kategóriarendszert használtak (MEA 2003, TEEB 2010a), és több tudományos publikáció is foglalkozott az ökoszisztéma-szolgáltatások osztályozásának kérdéseivel (de Groot et al. 2002, Fisher et al. 2009). A széleskörű összefogásban zajló nemzetközi szakpolitikai folyamatok támogatása érdekében célszerű volt létrehozni egy egységes kategóriarendszert, ez a CICES (Common International Classification of Ecosystem Services – Haines-Young és Potschin 2010b). A saját vizsgálatokban az egyik legkorábbi, és a tudományos célú munkákban máig az egyik legelterjedtebb kategóriarendszer, a Millennium Ecosystem Assessment csoportosítása alapján tárgyalom a szolgáltatásokat. Ennek oka részben technikai: a kutatásaim során időben legkorábbi munkák idején Európában is a leggyakrabban használt kategóriarendszer volt ez a tudományos munkákban is (így az egységesség érdekében tettem a teljes munka átfogó módszertani alapjává). Másrészt a közvélemény jelentős része továbbra is a Millennium Ecosystem Assessment és annak megállapításai révén kerül kapcsolatba az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalmával, ezért az eredmények ismertetését segítheti az abban foglalt keretrendszer követése.

Az **ellátó szolgáltatások** csoportjába az ember által közvetlenül felhasznált, anyagi jellegű javakat soroljuk (élelmiszertermelés, építő- és tüzelőanyagok, gyógyszer-alapanyagok, stb.). Ezek a „legismertebb” ökoszisztéma-szolgáltatások, tudatos, tervezett kiaknázásuk a történelem során mindig az emberi környezethasználat elsődleges célja volt. A **szabályozó szolgáltatások** alatt az emberi jóllét szempontjából kedvezőtlen természeti folyamatok vagy emberi eredetű környezetszennyezés ökoszisztémák általi tompító, szabályozó folyamatait értjük (pl. szennyezőanyag-megkötés, árvizek elleni védelem, széndioxid-megkötés). Ezek a társadalom által kevésbé ismert és elismert szolgáltatások, ugyanakkor az emberi egészség és anyagi biztonság szempontjából rendkívül nagy jelentőségük van. Ezért ezek kvantitatív jellemzése, az emberi jólléthez való hozzájárulásuk bemutatása fontos feladata az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó tudományos kutatásoknak. A **kulturális szolgáltatások** körébe a természethez köthető nem anyagi, szellemi vagy spirituális jellegű szolgáltatásokat soroljuk (pl. rekreációs érték, tudományos vagy oktatási szerep, esztétikai érték). A természetnek ezek a hasznai viszonylag jól ismertek az emberek körében, ugyanakkor a döntéshozásban való figyelembevételük, a többi szolgáltatással közös keretrendszerben való jellemzésük fontos kutatási és gyakorlati feladatot jelent. A **fenntartó szolgáltatások** csoportjába azokat a természeti folyamatokat soroljuk, amelyek a másik három csoport szolgáltatásainak biztosítását megalapozzák. Ezek jelentik a legvitatottabb részét az ökoszisztéma szolgáltatás kategóriarendszereknek. Ugyanis ezek a szolgáltatások csak áttételesen hasznosulnak a társadalom számára, és a más szolgáltatásokhoz való kötődés miatt felvetődhet a szolgáltatások kétszeres számításának problémaköre is. A CICES rendszer a fentiek miatt csak az ún. **végző szolgáltatásokat**, vagyis csak az ellátó, szabályozó és kulturális szolgáltatásokat veszi figyelembe (a más kategóriarendszerekben fenntartó szolgáltatásoknak tekintett folyamatokat a kaszkád felsőbb szintjein tárgyalja). Az ökoszisztéma-szolgáltatások csoportosítása lényegében folyamatos revízióra szorul. Egy, a közelmúltban megjelent szakirodalmi áttekintés szerint bizonyos folyamatok, szolgáltatások besorolása és az elemzésekben való szisztematikus kezelése nem egyszerű szakmai feladat. Illetve jelentős különbségek vannak a különböző szolgáltatások vizsgálatának gyakoriságában is (Czucz et al. 2018).

### **3. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK FÖLDRAJZI-TÁJÖKOLÓGIAI MEGKÖZELÍTÉSE**

#### **3.1. Tudományrendszertani és történeti háttér**

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének egyik fő motivációja lehet a természetvédelmi érdekérvényesítés erősítése, a természetes növényzet és állatvilág fontosságának megismertetése a társadalom számára az emberi jóléthez való hozzájárulásuk bemutatásával. Ennek alapfeltétele az ökológiai rendszerek működésének alapos ismerete, az élőlények és környezetük összetett kapcsolatrendszerének feltárása. Ennek megfelelően a szakterület tudományos és tudománytörténeti háttérében fontos szerepe van az ökológiának és a természetvédelmi biológiának, művelőinek jelentős része az ökológusok közül kerül ki. Másrészt a szolgáltatások társadalmi hasznosulásának, adott esetben gazdasági értékének, vagy a tájhasználók preferenciáinak vizsgálata gazdaság- és társadalomtudományi módszerek alkalmazását igényli. Ugyanakkor fontos látnunk, hogy ezeknek az igen eltérő jellegű megközelítéseknek az integrációja, az eredmények értelmezése és a döntéshozásban való megfelelő alkalmazása interdiszciplináris megközelítést igényel. Az ilyen szemléletű szakterületek képviselőinek jelenléte a kutatások és a gyakorlati célú projektek hatékonyságát növelheti. Továbbá fontos szerepe van az értékelésben a térbeliségnek, a szolgáltatások térképezése az egyik leggyakrabban használt módszertani eszköz. A gyakorlati alkalmazásoknak is az egyik legfontosabb eleme a táj- és területfejlesztés támogatása. Mindezek ráirányítják a figyelmet a földrajz és a tájökológia, mint deklaráltan interdiszciplináris és a geográfiai térbeliséget, táji kereteket előtérbe helyező tudományterületek szerepére az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatásában és az eredmények döntéshozási célú felhasználásában. A tudományos előzmények között fontos szerepe volt a tájfunkció-elemzéseknek (Termorshuizen és Opdam 2009, Hermann et al. 2011), melyek a táj- és geoökológia hagyományos feladatai közé tartoznak (Mezősi és Rakonczai 1997). A fentiek miatt több publikáció is született az utóbbi években a geográfia szerepéről és lehetőségeiről az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében. Potschin és Haines-Young (2011) tanulmányuk bevezetőjében említést tesznek a földrajzot, a földrajzi vonatkozásokat néven nevező publikációk alacsony számáról, és felhívják a figyelmet, hogy a szakirodalomban egyre gyakoribb térképezési munkákat is jelentős részben a geográfiához nem kötődő szakemberek végzik. A szerzőpáros az általuk először definiált kaszkádmódellet veszi alapul a földrajzi megközelítések helyének bemutatására az értékelési folyamatban. Fontos elméleti jellegű feladat az értékelések legmegfelelőbb térbeli alapegységének megállapítása, és az általuk biztosított legfontosabb funkciók és szolgáltatások kiválasztása, illetve a kiválasztási folyamat módszertani támogatása. A szolgáltatásokat biztosító térbeli alapegységek (SPU – Service Providing Unit) lehatárolásának kérdése szorosan kapcsolódik a térbeli lépték kérdésköréhez, ami az egyik legalapvetőbb geográfiai probléma. A szolgáltatások ugyanis különböző nagyságú területeken érvényesülnek, ezért az érintettek általi értékelésük nagyban függ az adott intézményi kör területi hatáskörétől is (Hein et al. 2006). Tágabb elméleti összefüggésekbe helyezve, az emberi környezethasználat az ún. társadalmi-ökológiai rendszerekben megy végbe. Ez a környezeti problémák, a fenntarthatóság vizsgálatához egy újszerű, és jól általánosítható keretrendszert ad (Ostrom 2007). A természetföldrajz, a tájökológia hagyományos területi egységeiben (pl. élőhelyek, vízgyűjtők, stb.) vizsgált hatásfolyamatok mellett összetettebb térbeli kapcsolatok tanulmányozhatók a társadalmi tényezők bevonásával. A szerzők áttekintették az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével kapcsolatos jövőbeni

kihívásokat. Ezek egyike, hogy a szolgáltatásokat megalapozó természeti rendszerek és az azokra épülő ökoszisztéma funkciók érzékenysége, a külső hatótényezők, driver-ekre adott válaszok helyfüggőek, a természeti földrajzi háttér ismerete, az ehhez kötődő adatok ennek vizsgálatát nagyban segíthetik (Potschin és Haines-Young 2011). Egy másik megközelítésben, a geodiverzitás megőrzése szükséges a biodiverzitás fenntartásához (Keveiné 2007), ezen keresztül számos ökoszisztéma szolgáltatás megfelelő szintjének biztosításához is. Boyd (2008) véleménycikkében egy-egy fontos ökológiai és ökonómiai szempontot vetett fel az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével kapcsolatban. A természeti tényezők, környezeti elemek mozgásból adódó heterogenitása teszi szükségessé a hely-alapú, földrajzi megközelítést; továbbá a természeti erőforrások egyenlőtlen térbeli elhelyezkedése (ami gazdasági potenciált is jelent) szintén földrajzi szemlélettel vizsgálható. Ezeken kívül az értékek, a szolgáltatások térbeli adatainak kezelése és megjelenítése, térképezése szintén elsődlegesen a geográfia eszközszerébe tartozó módszerek használatát igényli. Az ökoszisztéma szolgáltatások földrajzi megközelítésének egyik lehetséges helye a kultúrtájak vizsgálata, a szolgáltatások kultúrföldrajzi kontextusú értékelése. Ezzel foglalkozott témafelvezető munkájában Leyshon (2014). Rávilágított, hogy a kulturális szolgáltatások már a Millennium Ecosystem Assessment megállapítása szerint is a legnehezebben értékelhető, és ezért az addig legkevésbé vizsgált szolgáltatástípusnak voltak tekinthetők. Igaz, ennek részben intézményi típusú okai is voltak. Az ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálata ugyanis (kezdetben legalábbis) elsősorban természettudományos kutatói műhelyekhez kötődött, a kulturális szolgáltatások értékelése viszont a társadalom- és magatartástudományok bevonását igényli, a szolgáltatások eltérő értelmezhetősége, és az azokat használó emberek véleményének szubjektivitása miatt. A szerző idézi Kirchhoff (2012) megállapítását, mely szerint számos, az ember lelki-szellemi élete szempontjából fontos kulturális tényező, érték nem kezelhető megfelelően az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében. Ezek (pl. a kötődés, a kulturális örökség különböző formái, stb.) nem nevezhetők kulturális szolgáltatásoknak, mivel nem is köthetők egyértelműen az ökológiai rendszer szerkezeti jellemzőihez vagy funkcióihoz. Leyshon tanulmányának egyik legfontosabb része, hogy hangsúlyozza a fenti, ismeretelméleti jellegű módszertani, megközelítésbeli különbségek („epistemic distance decay”) meghaladásának szükségességét, illetve áttekinti ennek lehetőségeit, melyben a kultúrföldrajznak fontos szerep juthat. Ez érvényesülhet az elméleti jellegű kutatások szintjén, továbbá a helyi szintű döntéshozatalban is, ahol az érintettek, a helyi társadalom értékszemlélete elsősorban vizsgálható. A szerző kiemeli, hogy a kultúrtájak koncepciója segítheti ezeket az értékeléseket, a kultúrtájaknak kiemelt szerepük van a kulturális szolgáltatások biztosításában. Illetve a szolgáltatásoknak erre a típusára is igaz, hogy azok lényegében ismertek voltak a vonatkozó szakterület számára korábban is (rekreációs funkció, információs funkció, stb. neveken). A táji szemléletet ebből a nézőpontból nagy jelentőségűnek látja, a táj fogalmának integrált megközelítése révén a természet- és társadalomtudományok hatékony együttműködése valósítható meg. Annak ellenére, hogy a különböző szakterületek eltérő megközelítéssel definiálják a tájat (a térbeli elemzések léptékétől egy társadalmi jellegű produktumig, stb.), a táji keretek alkalmasak lehetnek az ökoszisztémaszolgáltatás-koncepció gyakorlatba ültetésére. És fordított értelemben is, a táj, mint a társadalom életének színtere, az emberek által érzékelt és megélt, anyagi és szellemi jellegű tartalmakat egyaránt hordozó környezet a nehezen megfogható, kulturális szolgáltatások vizsgálatának lehetőségét adja az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatói számára (Leyshon 2014).

### 3.2. A geográfia jellemzőinek megjelenése az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében

A továbbiakban a modern geográfia tudományának néhány főbb jellemvonását emelem ki, melyek fontos szemléleti alapot adhatnak az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatásában és gyakorlatba ültetésében. Ezek szükségessé teszik a földrajztudomány és a geoökológia eredményeinek és módszereinek ismeretét, alkalmazását az ökoszisztéma-szolgáltatások komplex és térbeli szemléletű vizsgálatában (Keveiné és Kiss 2018).

A földrajz egyik legsajátosabb, a tudományok között egyedülálló jellemzője az **integrált szemlélet**, a párhuzamos természet- és társadalomtudományi beágyazottság, melyet az adott földrajzi vonatkoztatási hely köt össze. Ez különösen igaz a táj- és geoökológia szakterületén, melyeknek deklarált célja az ökológiai, természetföldrajzi, valamint társadalmi és gazdasági összefüggésrendszerek feltárása a táji keretek között. A „holisztikus tájökológia” Naveh (2000) szerint a transzdiszciplináris megközelítések előretörését hozó tudományos forradalom egyik fő képviselője lehet. Ezáltal meghatározó szerepet kaphat a természeti és társadalmi rendszerek hatékonyabb együttműködésén alapuló környezetgazdálkodásnak az elkövetkező időszakban. Ennek egyik konkrét megvalósítási lehetőségét adhatja az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és az erre alapuló területhasználat és szakigazgatás. Ez a megközelítésmód ugyanis a természeti adottságok társadalmi hasznosítását helyezi középpontba, napjainkra már egyre jobban letisztázott, interdiszciplinárisan megalapozott, egyezményes módszertani keretekben. A tájökológia elmúlt néhány évtizedének legfontosabb kutatási irányai közé tartozott a tájfunkció-, tájpotenciál- és természeti környezetpotenciál-elemzés, valamint a geoökológiai térképezés (Csorba 1997, Mezösi és Rakonczai 1997, Kertész 2003, Bastian et al. 2006, Kerényi 2007, Willemen et al. 2008). Ezek mindegyikének alapvető sajátossága és kifejezett célja az integrált szemlélet, a különböző típusú, különböző tudományterületek módszertanával vizsgálható adottságok (pl. termelő- ill. rekreációs és esztétikai funkció, víz- éghajlati-, beépítési- és hulladékelhelyezési potenciál, stb.) azonos keretrendszerben való értékelése.

Általában minden integrált környezeti-, de különösen a táj kutatásra elmondható, hogy interdiszciplináris kutatócsoportot igényel, ezek vezetésére, összehangolására integrált szemléletű szakterületek a legalkalmasabbak, a földrajz ezek közé tartozik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során a különböző tudományterületek hatáskörébe tartozó feladatok részben viszonylag függetlenül épülnek egymásra (pl. értékelés biofizikai indikátorokkal, majd monetáris értékkel). Ugyanakkor számos olyan feladat is lehet, ahol a vizsgálat legjobb tervezéséhez és kivitelezéséhez is szükség lehet mindegyik felmerülő szakterület (vagyis a szóba jövő szolgáltatások) valamilyen szintű ismeretére (pl. térképezésnél a megfelelő térbeli lépték, térképezési egység stb. lehatárolásához). Baerwald (2010) szerint a földrajzban hagyományosan megvan az interdiszciplinaritás (fő irányok: földtudományi kutatások, területi kutatások, ember-környezet kapcsolatok); az általa széles kutatói körben végzett felmérésben számos válaszadó kiemelte a geográfusok széles látókörének köszönhető megközelítéseket, és a számos segédtudománnyal kapcsolatos tapasztalatból, valamint a térinformatika kiterjedt használatából adódó módszertani sokoldalúságot, ami az interdiszciplináris kutatások kivitelezését jól segítheti. A vizsgálatban a geográfusok is pozitív tapasztalatokat osztottak meg az interdiszciplináris kutatásokban való részvételükről. A szerző ugyanakkor felhívja a figyelmet, hogy a geográfusoknak a fenti, tudásukból és szemléletmódjukból adódó előnyeiket, lehetséges szerepüket nem szabad túlértékelniük. Számos sikeres nagyszabású interdiszciplináris kutatási program valósult meg világszerte az utóbbi években, köztük ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével kapcsolatban is (pl. nemzeti ökoszisztéma-

értékelések), és a térinformatika is bevett, napi szintű eszközzé vált számos más tudományterületen és gyakorlati alkalmazásban is. Véleményem szerint a földrajztudományon belül is lehetnek még kiaknázatlan lehetőségek, a természet-és társadalomföldrajzosok között is valószínűleg sok gyümölcsöző interdiszciplináris kutatás lenne megvalósítható az erre lehetőséget adó részterületeken (pl. integrált területi kutatások, városökológia, stb.). Mivel ez (az interdiszciplinaritás) a földrajz egyik legfontosabb hozzáadott értéke, ennek ilyen jellegű felmutatása a szélesebb tudományos közvéleményben is hozzájárulhatna a tudományterület pozícióinak erősítéséhez. Skole (2004) a XXI. század elején egyre fontosabbá váló globális környezeti változásokkal kapcsolatos kutatásokat emeli ki, ahol interdiszciplináris, szintetizáló jellegű megközelítések szükségesek, és ebben fontos szerepe lehet a geográfiának. A globális változások hatótényezőinek, valamint következményeinek feltárásában fontos a lokális folyamatok vizsgálata, modellezése is. Ez számos olyan módszertan alkalmazását veti fel, melyeket hagyományosan elsősorban a földrajztudomány használ (pl. területhasználat-változás feltárása, térinformatika, távérzékelés). A szerző néhány példát is említ az akkoriban zajló vagy induló interdiszciplináris környezeti kutatási programokból (az Egyesült Államokból), melyek integrált természet- és társadalomtudományi megközelítéseket igényelnek. Munkám egyik részében a választott szolgáltatások monetáris értékbecslését is célul tűztam ki, amivel az integrált értékelésekre, a természettudományi, biofizikai jellegű és a monetáris értékelés közvetlen összekapcsolására építő vizsgálatra mutatok be egy példát.

A földrajztudományhoz köthető egyik legfontosabb szemléleti és egyben módszertani jellemvonás a **területiség**, a **tájökológiai típusalkotás** és a **térképezés**, mint eszközrendszer. A terület- és gazdaságfejlesztésben, az ezzel kapcsolatos különböző területi léptékű tervezésben elsődleges szempontként kellene figyelembe venni az egyes tájak sajátos geoökológiai viszonyait, és a társadalmi-gazdasági jellemzők geográfiai hátterét. A földrajztudománynak így komoly szerepe lehet a hatékonyabb területfejlesztés segítésében. Ehhez kapcsolódik a kultúrtáj-konceptió és az ökoszisztéma-szolgáltatások összefüggéseinek kérdésköre. A kultúrtájak esetében az emberi tájhasználat nem csak degradációs forrásként, hanem a különböző tájhasznosítási formák révén a táji diverzitást növelő, egyedi táji mintázatokat eredményező, pozitív tényezőként van jelen. Ez egyben az ökoszisztéma-szolgáltatások, köztük a kulturális szolgáltatások fenntartható hasznosításaként is értelmezhető. Ezért a kultúrtáj-kutatás erre vonatkozó eredményeinek felhasználása az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatásában sok lehetőséget tartogat, különösen a kulturális szolgáltatások értékeléséhez (Schaich et al. 2010, Plineninger et al. 2014). A különböző földrajzi területeken a klíma-talaj-élővilág kapcsolatrendszerek, és az ezekre épülő társadalmi-gazdasági tevékenységek különbözőségei sajátos entitásokat, a tájakat hozzák létre. Bulla Béla definíciójában (Bulla és Mendöl 1947) a tájakat önálló „egyéységként” írja le. Bizonyos jelenségek (így pl. különböző ökoszisztéma-szolgáltatások „elterjedése” számos hatótényező függvényében alakulhat (pl. abiotikus jellemzők, történeti földrajzi tényezők stb.). Ezeket az egyes hatótényezők alapvető jellemzőit, szerveződését legalább alapszinten, ugyanakkor teljeskörűen tájékozott szakemberek ismerhetik fel a leggyorsabban és leghatékonyabban. Ezt értelemszerűen az adott tájakban nagy tereptapasztalattal rendelkező, azokhoz természetbúvár szemlélettel közeledő (Molnár és Biró 2010) szakembereknek kellene végezniük lehetőség szerint. A természetvédelem, táj- és zöldfelület-tervezés, elsősorban annak elméleti szakemberei számára egy fontos feladatnak tekinthető a közeljövőben az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepciójának megismertetése, népszerűsítése a tájhasználók, valamint a szakigazgatás terepi képviselőinek és az elsődlegesen terepi munkát végző ökológusoknak a körében. Az

ökoszisztéma-szolgáltatások megközelítésmódja, bár az ember-természet kapcsolatok korszakfüggetlen, általánosan értelmezhető tényezőit veszi számba, az utóbbi években viszonylag gyorsan, nagyrészt külföldi szakirodalmi és szakpolitikai folyamatoknak köszönhetően, tehát “felülről szerveződően” vált ismertté hazánkban. Ugyanakkor számos pozitív példa ismert a világból az ökoszisztéma-szolgáltatások védelmét, fejlesztését célzó projektek sikerességére a természetvédelem, biodiverzitás-védelem érdekeinek érvényesítésében a “hagyományos” természetvédelmi projektekhez képest (Goldman et al. 2008). Továbbá nemzeti és nemzetközi szakpolitikai kötelezettségek is a koncepció megismertetését igénylik a tervezők, döntéshozók és a tájhasználók körében. Az ökoszisztéma-szolgáltatások területi szemléletű vizsgálatának relevanciája a munkám szempontjából, hogy célul tűztem ki egy térképezést lehetővé tevő felszínborítás alapú értékelőrendszer megalkotását egy jellegzetes hazai táj típusra és területhasználati problémakörre.

A tájak leíró jellemzésének időszakát követően a geográfia feladatai között egyre hangsúlyosabbá váltak a **döntéshozási célú alkalmazások**, az optimális tájhasználat kialakításának támogatása. Ennek a nehézségét az adja, hogy egészen különböző jellegű, különböző tudományterületek eszközeivel vizsgálható szempontok (ökológiai, ökonómiai, szociális) egyidejű figyelembevétele szükséges a feldolgozás során. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének egyik fő célja a területhasználati döntéshozás támogatása az azzal kapcsolatos társadalmi igények becslésével, és az azáltal kiaknázható szolgáltatások számszerűsítése révén. Ennek a feladatnak a nehézségét többek között a szempontok (a figyelembe veendő, maximalizálандó szolgáltatások) nagy száma, valamint azok nagyon eltérő jellege okozza. Ezért a több szempontú döntéshozást támogató eszköztárak (pl. mesterséges intelligencia) alkalmazása jelentős szerepet kaphat az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos kutatásokban is. A szolgáltatások elsődleges meghatározója az ökoszisztéma típusa, amit alapvetően a felszínborítási főkategóriákkal azonosíthatunk. Ugyanakkor emellett egyre jobban felismert szempont a tájhasználati intenzitás, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét is jelentősen befolyásolja. A döntéselőkészítési célú kutatásokban és modellalkalmazásokban ezért fontos szerepet kell kapnia.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének egyik fő megközelítési lehetősége a kvantitatív értékelések köre, ezek közé tartoznak a biofizikai indikátorokon alapuló vizsgálatok, valamint a monetáris értékelések. A kvantitatív értékelések előnye, hogy egzakt, a döntéshozásban egyszerűen értelmezhető és figyelembe vehető eredményeket adnak. A jól feltárt és számszerűsített összefüggésrendszerekkel leírható jelenségek esetében a szélesebb körű használat és a döntéselőkészítési célú alkalmazás szükségessé teheti a **modell-alapú értékelési módszerek** kidolgozását. Ez érvényes a tájökológiában is, a kutatási eredmények gyakorlati alkalmazása felveti a dinamikus kvantitatív táji rendszermodellek megalkotásának szükségességét (Kerényi 2007). A táji ökoszisztémák, mint modellezett egységek ugyanakkor jelentősen különböznek a biztosított szolgáltatások körét és azok feltártságát illetően is. A szolgáltatások térbeli elrendeződésének jellegzetes esetei az ökoszisztémaszolgáltatás-együttesek (ecosystem service synergies/bundles) és a szolgáltatások közötti átváltások (ecosystem service trade-offs) megjelenése (Raudsepp-Hearne et al. 2010, Haase et al. 2012). Előbbiek bizonyos szolgáltatások jellegzetes együttes térbeli megjelenését jelentik. Erre több példát is találhatunk a nem ellátó szolgáltatások több képviselője között. (A szabályozó és fenntartó szolgáltatások a tájhasználat elsődleges céljától jórészt független értékeket képviselnek, ezek gyakran együtt jelennek meg a természetvédelmi bemutatással összefüggő turisztikai, rekreációs értékekkel vagy más kulturális szolgáltatással). Az átváltások esetében

az egyik szolgáltatás v. szolgáltatástípus mennyiségének növelése csak a másik rovására történhet. Erre a jellemző példákat az ellátó és a fentebb tárgyalt többi szolgáltatástípus (szabályozó, fenntartó, kulturális) között találhatjuk. Ezek az átváltások ismerhetők fel számos hazai tájhasználati-természetvédelmi probléma mögött (pl. intenzív szántóföldi növénytermesztés és az extenzívebb, vizes élőhelyekre építő területhasználati rendszerek konfliktusai, ültetvényszerű fatermesztés és természetközeli erdőgazdálkodás konfliktusa, stb.). Ezek az ökoszisztémaszolgáltatás-együttesek és -átváltások tehát tájtypusokra, tájakra jellemzőek. Ennek megfelelően tájanként jelentősen különböző értékelési és modellezési módszerek lehetnek szükségesek. Már az egyes szolgáltatások biofizikai folyamatainak feltártsága között is jelentős eltérések vannak. Bizonyos szolgáltatásokkal, természeti folyamatokkal kapcsolatban még csak elszigetelt terepi mérési eredmények állnak rendelkezésre. Statisztikailag megfelelő mennyiség esetén ezek tehetik lehetővé regressziós modellek megalkotását. Végül, amennyiben egy adott szolgáltatásnál a megalapozó természeti folyamatok teljes mértékben ismertek, az összefüggések megalapozottak és validálhatóak, kvantitatív rendszermodellek is alkothatóak az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésére. Ennek megfelelően a biofizikai indikátorok kidolgozása, feltárása is nagyon eltérő nagyságú feladatot jelenthet a különböző szolgáltatásoknál. Az ökoszisztémaszolgáltatás-modelleknek ezeket a komplexitási szintjeit a következő, módszertani összefoglaló fejezetben részletesen bemutatom.



#### **4. AZ ALKALMAZOTT MÓDSZEREK ÉS A VIZSGÁLT TÁJTÍPUSOK (ÁLTALÁNOS ÁTTEKINTÉS)**

Munkám alapvető módszertani keretrendszerét a modell-alapú értékelés és a tájökológiai, földrajzi szemlélet adja. A fentiekben részletesen bemutatott elméleti alapokra építve, a következőkben egy általános módszertani áttekintést nyújtok az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésének általános kérdéseiről, és komplexitási szintek alapján megkülönböztethető csoportjairól. Ezt követően bemutatom az egyes részvizsgálatok mintaterületeit képező hazai tájtípusokat, területhasználati jellemzőit és konfliktusait, az ott jellemző élőhelyek által biztosított ökoszisztéma-szolgáltatásokkal való összefüggésekben.

##### **4.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésének elméleti alapjai**

*Általános szempontok az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezéséhez*

Az ökoszisztéma-szolgáltatások elméleti és gyakorlati szempontú vizsgálataiban egyaránt fontos megközelítési lehetőség a modell-alapú értékelés. Környezeti modellek alatt a valóság egyszerűsített, vizsgálatra és tesztelésre alkalmas megfelelőit értjük, idealizált szabályrendszerként a rendszer külső behatásra adott válaszait adják meg a kutatók (Chapra 1997). Az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezését indokoltta teszik mindazok a szempontok, amelyeket általában a környezeti, ökológiai rendszerek modellezésének szükségessége és céljai közé sorolhatunk. A modellezést a kutatás egyik eszközének tekinthetjük: a tudományos hipotézisek tesztelésének egyik módja lehet, valamint új kutatási kérdések, irányok kijelölését is segítheti. A kimenő változók paraméterekre való érzékenységeinek megállapítása segítheti a terepi mintavételezés tervezését, ez az ökoszisztémaszolgáltatás-modellek esetében is elmondható. A modellek, mint a megértés eszközei, segíthetik a környezeti rendszerekkel kapcsolatos koncepciók vagy konkrétabb ismeretek formalizáltabb, absztraktabb megfogalmazását (így a modell készítése önmagában is segítheti egy rendszer törvényszerűségeinek megismerését, rögzítését, a modell készítői számára – Wainwright és Mulligan 2004). Az ökoszisztéma-szolgáltatások esetében az összetett környezeti-társadalmi struktúrák jelentik azokat a rendszereket, amelyeknél ilyen típusú, megértést segítő szerepe lehet a modelleknek. Egy bizonyos szakterület, esetünkben az ökoszisztéma-szolgáltatások módszertanának elterjedése, a szakpolitikai alkalmazások és a mérnöki gyakorlat szintén szükségessé tehetik az egyszerűbb, szélesebb körben is használható vizsgálati, döntéselőkészítési eszközök fejlesztését és alkalmazását (Koncsos et al. 2011). Mindenképp jellemző a környezeti modellezésre a holisztikus szemlélet, a különböző tudományterületek eredményeinek szintézisére való képesség. Az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésében ennek kiemelt jelentősége van, ugyanis ebben az esetben természet- és társadalomtudományos adatok, sőt akár különböző tudásrendszerek összefüggéseinek együttes kezelésére lehet szükség. Az ökoszisztémaszolgáltatás-módszertan egyik legfontosabb hozzáadott értéke a különböző szakterületek információinak, érdekeinek összehangolási lehetősége az általuk képviselt szolgáltatásokon keresztül. Az ökológiai és környezeti rendszerek modellezésének történetében a klasszikus populációdinamikai és hidrogeokémiai modelleket (pl. Streeter-Phelps, Lotka-Volterra-modellek) követték az egyre bonyolultabb ökotoxikológiai, eutrofizációs és más modellek a XX. század második felében (Jorgensen és Bendorichio 2011). Napjainkban a teljes szakterület leggyakrabban vizsgált, alkalmazott modelltípusai a térbeli és az integrált környezeti-társadalmi modellek (Wätzold et al. 2006), lényegében ezek közé sorolhatók a különböző léptékű ökoszisztémaszolgáltatás-modellek is.

A kvantitatív ökoszisztémaszolgáltatás-modellek is besorolhatók a környezeti modellek származtatás és időbeliség szerinti csoportosításakor általánosan használt kategóriákba. A dinamikus modellek egy rendszer időtől függő jellemzőinek vizsgálatára szolgálnak, míg a statikus modellek egyensúlyi állapotokat írnak le, az állapotváltozók időben nem változnak. A folyamat-alapú modellek egy rendszer mechanisztikus leírására alkalmasak, pl. az ökofiziológiai folyamatoknak a valóságot közelítő, fizikai egyenletekkel történő leírásával. Ezzel szemben, az empirikus modellek a külső hajtóerők és a függő változók közötti statisztikai összefüggések alapján, néhány illesztési paraméter segítségével írják le a rendszer működését (Kienast és Helfenstein 2016).

#### *Az ökoszisztémaszolgáltatás-modellek komplexitási szintjei*

Az értékelés, térképezés céljától függően különböző összetettségű modelleket választhatunk, amelyeket három fő csoportba sorolhatunk. Ezek választását a rendelkezésre álló adatok mennyisége és a lehetséges ráfordítások is befolyásolják.

A legegyszerűbb modellek, értékelési sémák (**Tier1 szint**) területek áttekintő jellemzéséhez használhatók. Az értékelés alapja általában a felszínborítási vagy tájhasználati mintázat, vagy más egyszerű térbeli magyarázó változók, a térképezés ezekhez kötött egyszerű állandók (proxy-k) segítségével történik. Ezeknek lehetőség szerint biofizikai indikátorok értékein kell alapulniuk, de forrásuk lehet más jellegű irodalmi adat, szakértői becslés vagy hagyományos ökológiai tudás is. A módszert használják nagyléptékű területhasználat-váltások előzetes értékelésében (Duray és Keveiné Bárány 2010), ökoszisztéma-szolgáltatás kifizetési rendszerek tervezésében is (Kareiva et al. 2011).

Az ökoszisztéma szolgáltatás modellek komplexitásának következő szintjét összetettebb (pl. statisztikai) modellek képviselik (**Tier2 szint**), melyek az ökoszisztémák térbeli mintázatán kívül több bemenő adatot, paramétert is igényelnek, és a szolgáltatások biztosításának komplex folyamatát több aspektusból képesek jellemezni. Pl. az értékelési (térbeli) alapegységek altípusai is megkülönböztethetők, és azok elérhetőségére vonatkozó információ is része lehet a modellnek. A szolgáltatások használóival, illetve a tájhasznosítással kapcsolatos információk is összetettebbek lehetnek. Az ökoszisztéma-típusokon belül altípusok megkülönböztetése a térbeli le- és felskálázást is lehetővé teszi, statisztikai alapon (bizonyos ökoszisztéma-típusok elterjedtsége és az adott szolgáltatás tapasztalt mennyiségéből kiindulva).

A legösszetettebb, általában szolgáltatás-specifikus biofizikai modellek (**Tier 3 szint**) az adott szolgáltatás biztosításának komplex folyamatát közel teljeskörűen leírják, folyamat-alapú matematikai modellek alkalmazásával. Ehhez az adott szolgáltatást létrehozó ökológiai folyamatok alapos, szaktudományos ismerete, szakértői részvétel szükséges. Ez a modell típus a legalkalmasabb a szcenárióanalízis különböző formáira, a feltételes valószínűségek kezelésére, vagy a tájhasználati intenzitás hatásának pontos számszerűsítésére. Bizonyos ökoszisztématípusok szolgáltatásai gyakorlatilag csak ilyen jellegű modellekkel értékelhetők (pl. városi ökoszisztémák). Ebbe a modell típusba sorolhatók az elsősorban táji léptékű döntéselőkészítés céljából kimondottan ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére alkotott GIS-alapú modellek, szoftverek (pl. InVEST, ARIES).

A térképezési eljárások komplexitási szintekbe való sorolása elvileg minden típusú ökoszisztéma-szolgáltatásnál megvalósítható, és így általános keretrendszerként használható az ökoszisztéma-szolgáltatások költség-hatékony felmérésében és monitorozásában. Az eljárás lényegileg ugyanaz a különböző szolgáltatásoknál: alapvetően a tudományos vagy gyakorlati

értékelési kérdés/cél, a leendő felhasználás határozza meg, hogy milyen komplexitási szintű térkép készülhet, de értelemszerűen jelentősen befolyásolja a rendelkezésre álló adatok, erőforrások mennyisége is (Grêt-Regamey et al. 2015). Az értékelési cél meghatározása tehát az első lépés. Ezt követi az adott szolgáltatás működésének feltárása és a változók körének kialakítása a vonatkozó korábbi tanulmányok vagy önálló kutatások alapján, végül a változóknak a megfelelő komplexitási szinteken való alkalmazása. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének egyik legfontosabb eleme az integrált megközelítés. A szolgáltatások közötti átváltások megbízható vizsgálatához az adott komplexitási szintű modellek egységes alkalmazása szükséges a kérdéses szolgáltatásoknál.

#### **4.2. A dolgozatban vizsgált tájtypusok általános bemutatása az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében**

A kutatásban szereplő esettanulmányok néhány jellegzetes hazai tájtypust képviselnek. Ezek természet- és társadalomföldrajzi alapjellemzőit, valamint jellegzetes geoökológiai, környezetvédelmi problémáit érdemes tájtypusok szintjén összefoglalóan is áttekinteni. Ez ugyanis segíthet a mintaterületi eredmények általánosíthatóvá tételében, és ebben fontos szerepet kaphat a táji adottságok, potenciálok ökoszisztéma-szolgáltatásokként való értelmezése.

##### *Karsztok*

A karsztterületek Magyarország **természeti értékekben egyik leggazdagabb, ugyanakkor egyben egyik legsérülékenyebb** tájait jelentik. A karsztosodó kőzetek jó vízvezető, víztározó és vízáadó képessége révén specifikus felszíni és felszín alatti formák jönnek létre, a megnövekedett geodiverzitás az élő természeti értékeknek is nagy gazdagságát eredményezi. A kőzetek jó oldhatósága, a folyamatok háromdimenziós hatásfelülete jelenti viszont az egyik legfőbb veszélyforrást is, mivel a káros hatások gyorsan változásokat indíthatnak el a rendszer egészében. A földfelszínnek csak 10%-át borítják karsztos kőzetek, de a világ lakosságának vízellátása 25%-ban karsztvízből történik, ez felhívja a figyelmet ezeknek a sérülékeny rendszereknek a megóvására. A tájökológiai faktorok szoros kapcsolata a **karsztökológiai rendszer** felépítése, működése mellett a környezeti hatásokban is érvényesül, a rendszer valamely elemében bekövetkező változás a rendszer többi tagjában is egyensúly-megbomlást okoz (Bárány-Kevei 1998, Keveiné Bárány 2002).

A karsztterületek környezeti értékelésében ezért különösen fontos a komplex megközelítést nyújtó módszerek használata. Ezek közé sorolható az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése. A karsztok ökoszisztéma-szolgáltatásaival kapcsolatos kutatások viszonylag kis számban zajlottak eddig, ennek egyik fő oka az lehet, hogy az itt felmerülő szolgáltatások jelentős része abiotikus. Ezek szerepe még nem teljesen tisztázott, sokszor háttérbe szorulnak az integrált szemléletű vizsgálatokban és az ezekhez kapcsolódó kategóriarendszerekben (van der Meulen et al. 2016). A karsztterületek ökoszisztéma-szolgáltatásaival kapcsolatban viszonylag kevés kutatási tapasztalat áll rendelkezésre nemzetközi szinten is. A témafelvezető, általános áttekintést adó munkák mellett (Goldsheider 2012, Kiss et al. 2011a) a publikációk jelentős részében a tárgyalt szolgáltatások köre, a választott módszertan nem specifikus a karsztökológiai rendszerre (pl. tájszerkezeti jellemzők alapján való értékelés, erdők általánosan jellemző szolgáltatásai – Zhang et al. 2011, Zhou et al. 2014).

A karsztterületekkel kapcsolatban nemzetközi szinten is számottevő kutatások zajlanak a szegedi egyetemen. Az első évtizedek barlangtani és karsztmorfológiai fókuszú munkáit (Jakucs 1971, Bárány és Mezösi 1979) követően egyre inkább a karsztökológiai vizsgálatok felé fordultak (Jakucs 1980, Keveiné Bárány et al. 1999), és a karsztokat, mint geoökológiai rendszereket írták le (Bárány-Kevei 1998). Ez az igen nagy elméleti tudásanyag jól hasznosítható a karsztterületek ökoszisztéma-szolgáltatásainak vizsgálatában.

A karsztterületek ökoszisztéma szolgáltatásainak igen nagy része kötődik az ivóvízhez. A rendelkezésre álló karsztvízkészleteket mennyiségi és minőségi szempontból is szükséges vizsgálni. A karsztvizek kitermelése csökkenő tendenciát mutat, jelenleg nagyjából egyensúlyban van a csapadékból történő utánpótlódással. Az 1970-es és 80-as években azonban például a Bükk esetében a kitermelés meghaladta az utánpótlódás mértékét, ami a karsztvízszintek csökkenésében is tetten érhető volt (Lénárt 2006). A szakmai körökön kívül, a közvélemény által is ismert probléma a Dunántúli-középhegységben az 1960-as években kezdődött bauxit- és szénbányászat hatására bekövetkező karsztvízszint-süllyedés (Csepregi 2003). A karsztvizek minőségi kérdései szintén elsősorban az ivóvíz-ellátás ökoszisztéma szolgáltatásával kapcsolatos kérdéskörnek tekinthetők. A magyarországi karsztvizek szennyeződés-érzékenységevel több tanulmány is foglalkozott (Mádl-Szőnyi et al. 2003), és több mérés is kimutattott fogyasztási határértéket meghaladó nehézfém-szennyezettséget karsztforrásokban, barlangi vizekben és a vízgyűjtők talajaiban, bizonyos időszakokban (Kürti 2005, Szőke 2005, Kaszala és Bárány-Kevei 2015).

Dolgozatomban a karsztos területek vízminőségével kapcsolatos kérdések közül a tavak eutrofizációjával foglalkozom, egy Bayes-háló alapú modellezési vizsgálatban. Hazai viszonyok között a karsztökológiai rendszer legfontosabb élőhelyegyüttesének, a természetes vegetáció meghatározó elemének az erdőket tekinthetjük (Tanács 2005). Ennek megfelelően, ezeken a területeken elsődleges fontosságúak az erdőkhöz köthető ökoszisztéma-szolgáltatások. Az ipari nyersanyag-termelés az erdők egyik leginkább kiaknázott ökoszisztéma szolgáltatásának tekinthető ma Magyarországon, így nem hagyható figyelmen kívül az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, már csak azért sem, mert az erdőgazdálkodási ágazat jelentős szerepet tölt be számos, karsztterületen fekvő település foglalkoztatásában. A másik, előtérben levő szolgáltatástípusnak a karsztterületek kulturális szolgáltatásait (elsősorban rekreációs és esztétikai értékét) tekinthetjük. A karbonátos kőzetek speciális oldódási tulajdonságaiból adódóan a karsztokon a felszíni és felszín alatti formáknak, és ehhez kötődően a talajoknak és az élővilágnak is rendkívüli gazdagsága jött létre. Emiatt a karsztos tájakon már igen korán megjelent az idegenforgalom, a Baradla-barlangot már a XIX. században sokan látogatták. Az ország első négy nemzeti parkja közül kettő karsztos tájban jött létre (Bükki Nemzeti Park: 1977, Aggteleki Nemzeti Park: 1984), napjainkban pedig gyakorlatilag nincs olyan karsztterület hazánkban, ami ne állna valamilyen fokú területi védelem alatt. Ezek a területek és a hozzájuk kötődő nemzeti park igazgatóságok jelentős mennyiségű idegenforgalmat bonyolítanak (különösen a látogatható barlangokkal is rendelkező területek), és fontos szerepet töltenek be az adott térségek foglalkoztatásában. Az erdőkhöz köthető szabályozó szolgáltatások közül az egyik legfontosabb a széndioxid-megkötés. A nemzetközi szakpolitikai folyamatok (Kiotói folyamat – kvótakereskedelem) nyomán, és a viszonylag jól kidolgozott számítási eljárásoknak, modellezési lehetőségeknek köszönhetően ennél a szolgáltatásnál várható talán leghamarabb, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatásokra épülő valamilyen kifizetési, támogatási rendszer alapja legyen. Dolgozatom egyik részvizsgálatában egy karsztos erdőrezervátum szénmegkötési folyamatait vizsgáltam egy

specifikus modell alkalmazásával. Végül érdemes említést tenni a fenntartó szolgáltatások jelentőségéről is a karsztökológiai rendszerben. A talajképzés szolgáltatásának jelentősége a degradációs folyamatok ismeretében nyilvánvalóvá válik. Az ország jelentős területein megfigyelhető a talajok savanyodása, és dolinákban is kimutatható a folyamat több karsztterületünkön is, egyértelmű kapcsolatban a légszennyezési eredetű savas ülepedésekkel (Keveiné Bárány 2002). Ez áttételesen a faállomány növekedését és a talaj élővilágát befolyásolhatja kedvezőtlenül. A biodiverzitás, az élőhelyi szolgáltatások helye, szerepe vitatott az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében (erről a dolgozat későbbi részeiben bővebben is szó lesz). Ezzel együtt mindenképp megállapítható, hogy a karsztteületek természeti állapot szempontjából kedvező helyzetben vannak az országon belül. A hazai flóra számos ritka fajának hordozói, a veszélyeztető tényezők száma más tájtypusokhoz képest viszonylag limitált, mert az utóbbi évtizedekben karsztterületeink szinte teljes mértékben területi védelem alá kerültek. A növényzeti alapú Természeti Tőke Index (Czúcz et al. 2008) területi mintázata alapján is megállapítható, hogy Magyarország karsztterületein a természetes és természetközeli élőhelyek minősége és mennyisége országos összehasonlításban jónak mondható. Az utóbbi évtizedben, a karsztok dolinái, mint refúgiumok is sokirányú vizsgálat tárgyait képezik (Bátori et al. 2012, 2014). Érdekes és fontos kutatási kérdéseket vet fel a biogeomorfológiai visszacsatolások jelensége a karsztokon. Ez a karsztok nagy geodiverzitása miatti fajgazdagságot és kiemelt természetvédelmi helyzetet jelenti, a kérdés az, hogy ez milyen mértékben, tér- és időbeli mintázatokban befolyásolja az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítását (Bárány-Kevei és Kiss 2016, Keveiné et al. 2016)

### *Árterek*

Magyarország **egyik legfontosabb tájhasználati és egyben társadalmi-gazdasági szempontú területfejlesztési kérdésköre** napjainkban az **árvízprobléma** és az ártéri tájak helyzete, jövője. Az időszakosan visszatérő árvízi eseményeknek köszönhetően ez a tájtypus igen változatos képet mutat, sajátos, ártéri szintekre sorolható morfológiai formákkal. Ezek között találhatunk a korábbi vagy jelenlegi mederhez kötődő alakzatokat (kisvízi, középvízi és nagyvízi meder, fokok, elhagyott medrek), a folyó hordalékából felépülő pozitív formákat (övezőnyok, folyóhátak), és nagyobb területi kiterjedésű felszíneket (ártéri öblözet, ármentes magaspart). Ez a gazdagság a természetes élőhelyeknek is nagy változatosságát eredményezi. A folyómenti bokorfüzesektől a fűz és nyár fajok által dominált alacsony ártéri erdőtársulásokon keresztül a magas ártéren található, tölgy, szil és kőris fajok által alkotott keményfás erdőkig többféle erdőtípus megtalálható. A víz által állandóan vagy időszakosan elárasztott területeken a vizes élőhelyek, üde gyepek és szikesek különböző élőhelytypusait találjuk, gyakran mozaikos elrendeződésben. Ezeken az élőhelyeken, élőhelyegyüttesekben a természetes állatállomány is nagy gazdagságban található meg. Hazai nemzeti parkjaink közül több is nagy kiterjedésű alföldi folyómenti területtel rendelkezik (Duna-Dráva, Duna-Ipoly, Fertő-Hanság, Kiskunsági, Körös-Maros Nemzeti Parkok). Széles körben ismert az árterek zöldfolyosó-szerepe, ami a tájökológiai szempontból kedvező konnektivitás mellett az invazív fajok terjedését is elősegíti (Dobrosy et al. 1993). Az árterek természetföldrajzának és tájhasználati kérdéseinek témakörében is rendkívül nagy tudásanyag halmozódott fel a Dél-Tisza-völgyben, a Tisza-mentén elhelyezkedő Szegeden, mind az elméleti jellegű (ártér-morfológiai, talajtani, tájszerkezeti stb.), mind az alkalmazott, elsősorban az árvízi kérdéskörrel kapcsolatos kutatásokban (Rakonczai és Kozák 2011, Molnár és Sümegi 2012, Kiss et al. 2014).

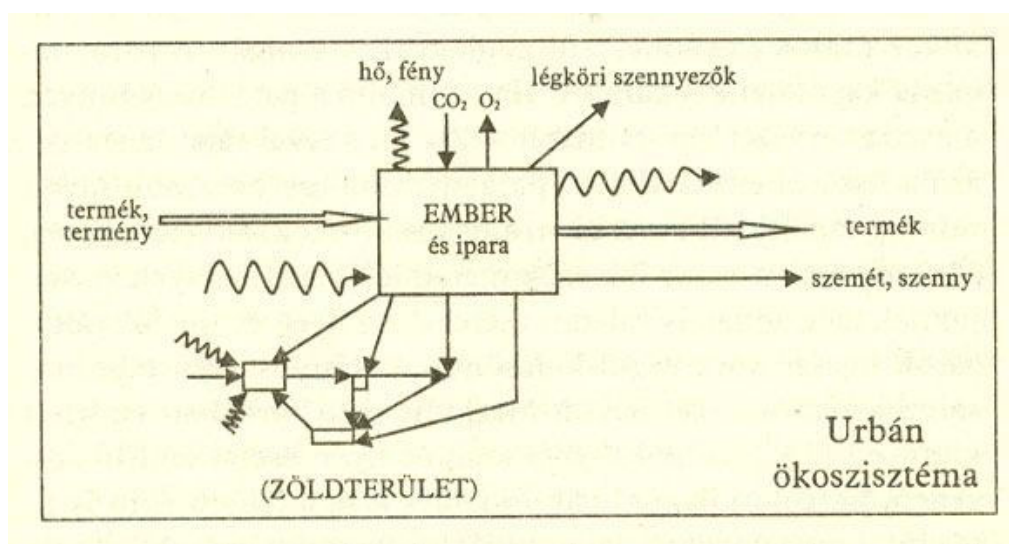
Az árterek az időszakosan visszatérő árvizek által elöntött és szárazon maradt részekkel, valamint a talajvízkészleteken keresztül érintett környező területekkel, egy vízzel jól ellátott, nagy biomassza-produkciójú- és diverzitású rendszert alkottak. Erre a természeti alapra a középkorban egy sajátos, a táji adottságokat fenntarthatóan használó gazdálkodási rendszer, az ártéri gazdálkodás épült (Andrásfalvy 2007). Ennek egyik legismertebb eleme volt a fokok tudatos használatával, karbantartásával végzett halászat, de fontos eleme volt az ártéri gyümölcsészet, a legeltető állattartás és az erdőhasználat (pl. botoló füzesek) is. A folyószabályozásokat követően az árvízszintek emelkedni kezdtek, az elmúlt másfél évszázadban számos nagy gazdasági kárt vagy kockázatot jelentő, nemzetgazdasági szinten is számottevő védekezési költségeket felemésztő árvízi esemény volt az alföldi folyók vízgyűjtőinek különböző részein. Az árvízi veszélyeztetettséggel párhuzamosan a folyómenti, mentett oldalra került területek jelentős része belvízzel veszélyeztetetté vált. Ez csökkenti azoknak a területeknek a mezőgazdasági jövedelmezőségét, amelyek ármentesítése a folyószabályozások egyik fő célja volt. A mentett oldali területeken megjelent a másodlagos szikesedés, és az éghajlati okokból gyakori és erős aszály is komoly károkat okozhat ezeken a területeken. Emellett a folyómenti területek jelentős része társadalmi-gazdasági szempontból hátrányos helyzetű területnek, külső (pl. Bodroghöz) vagy belső periferiának (pl. Közép-Tisza-vidék egyes részei) tekinthető (Baranyi 2004). Ezek a problémák (közvetlenebbül az ezredforduló környéki nagy árvizek) indították el a közös gondolkodást a tudományos és laikus közvéleményben a Tisza-völgy és általában az árterek jövőben fejlesztési szükségleteiről, az árvízi és a kapcsolódó problémák kezelési lehetőségeiről. A megoldási elképzelések között szerepel az **ártéri tájgazdálkodás**, az ezzel kapcsolatos több évszázados hagyományokra is építve (Balogh 2001). Ennek egyik fő értelmezési lehetősége az, hogy a diverz területhasználat révén lehetőség van az ártéri területeken elérhető ökoszisztéma-szolgáltatások szélesebb körű felhasználására. Az árterek természetesebb, ártéri tájgazdálkodással hasznosított állapotában elérhető ökoszisztéma-szolgáltatások egyrészt a mélyártéri területeken tározott víztöbblettel (és a környező területek vegetációjával) kapcsolatos szabályozó szolgáltatások, másrészt a kialakított területhasználat révén nyerhető ellátó szolgáltatások. Így komoly regionális jelentősége van az árterek árvízszint-csökkentő szolgáltatásának, a belvízi kockázat csökkentésének a kevésbé érzékeny tájhasználati formák révén, valamint az ártéri erdők szénmegkötési potenciájának. Az ártéri tájgazdálkodás jelentős jövedelem-potenciállal rendelkező hasznosítási formák bevezetését teszi lehetővé (ártéri gyümölcsészet, faanyag-termelés, halászat). Dolgozatomban ezeknek a szolgáltatásoknak az értékelését egyrészt egy területi alapú, felszínborítási típusokhoz kötött értékelőrendszer kialakításával végeztem. Továbbá különböző ökoszisztéma-típusok szénmegkötési potenciálját mérésekkel és modell-alkalmazásokkal vizsgáltam, dél-alföldi ártéri mintaterületeken.

### *Városi ökoszisztémák*

A nagyobb települések és azok élővilága egy különleges helyzetű és szerepű ökoszisztématípusnak tekinthető, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése szempontjából is speciális szempontokat vet fel. **A városokban élők részaránya meghaladja a Föld lakosságának felét**, és az előrejelzések szerint 2050-re ez a kétharmados arányt is túllépheti (UN 2014). A nagy népsűrűség jelentős energia- és anyagigényeket jelent a lakosság életfeltételeinek biztosításához. Ezért ezeken a területeken különösen nagy jelentősége van az

emberi jóllétet megalapozó ökoszisztéma-szolgáltatásoknak, és az azokat biztosító élő és élettelen környezeti elemek (talajok, víztestek, élőhelyek, stb.) fennmaradásának.

A településeken a természeti környezet elemeit és folyamatait alapvetően és jelentősen befolyásolják a lakosság életviteléhez és az iparhoz kapcsolódó antropogén hatások. Ennek egyik meghatározó tényezője a beépített területek nagy száma ill. növekedése. Ez jelentős hatással van a meteorológiai és klimatikus paraméterek alakulására, a vízháztartás mutatóira, és az új területhasználatból következően áttételesen több további tényezőre is. Az ipari tevékenység, a közlekedés és a lakossági célú fűtés és károsanyag-kibocsátás a levegő és a talaj szennyeződését eredményezik. A megváltozott felszínborítás és felszínmorfológia, valamint az antropogén hőkibocsátás sajátos klimatikus körülményeket, az ún. városklíma-hatást eredményezik. Ennek legismertebb eleme a városi hősziget kialakulása, ami a város belső területeinek magasabb hőmérsékleti értékeit jelenti a környező, városon kívüli területekhez képest. Mindezek mellett a városi területek, beleértve ebbe az épített környezet elemeit is, az ökológiai és ökonómiai folyamatok által együttesen meghatározott városi ökoszisztémát alkotnak. Ezek sajátos tulajdonságokkal, anyag- és energiaáramlási folyamatokkal jellemezhetők (Szilassi 2013). A városi tápláléklánc jelentős aránytalanságokat mutat: a fogyasztó szervezetek (az ember) domináns, a rendszer működéséhez szükséges anyag és energia külső területekről (a városon kívülről) érkezik, és utóbbi döntő részben nem megújuló, fosszilis energiahordozókból származik. A városi ökoszisztéma nem képes a természetes ökoszisztémákra jellemző önszabályozásra, ez különösen érzékennyé teheti a globális változásokhoz (pl. klímaváltozás) kapcsolódó extrém eseményekre. A városban jelentős mennyiségű hulladék képződik, ami általában a településen kívüli környezetet terheli. A városok fejlődésével, az életminőség növekedésével nagyobb energia- és nyersanyagigény jár. A városi ökoszisztéma alapvető folyamatait, lényegi elemeit az 2. ábrán láthatók.



2. ábra: A városi ökoszisztéma alapvető folyamatai (Vida 2004)

Az ún. visszafordítható anyagcserével rendelkező városokban a fogyasztás mérsékeltebb, és széles körben alkalmaznak anyag- és energia-újrahasznosítást (Nagy 2006). Lényegében ezek az alapvető elvei az ökológiai alapokon szerveződő városokkal kapcsolatos különböző elképzeléseknek (ökövárosok, solar-urban rendszer, stb.). A városi folyamatok együttes ökológiai-ökonómiai meghatározottsága hívta életre a városökológia tudományát (Mezősi et al. 2007). A városokra jellemző sajátos anyag- és energiaáramlási folyamatok

számszerűsítése az ökoszisztéma összetettsége és sok más tényező miatt rendkívül nehéz feladat. Az ezzel kapcsolatos kutatások egyelőre inkább a rendszer összetevőinek és belső hatásmechanizmusainak feltárása fázisaiban vannak (Ronczyk 2013). Ezek az egymáshoz kapcsolódó folyamatok a városi metabolizmus keretrendszerében írhatók le, ami a településtervezéssel kapcsolatos indikátorfejlesztés alapjául is szolgálhat (Minx et al. 2011).

A városok **nagy népsűrűsége miatt a városi növényzethez kötődő ökoszisztéma-szolgáltatásoknak az emberi létfeltételekhez hozzájáruló** hatása talán ebben a tájtípusban a legkönnyebben belátható. Egyre több környezetegészségügyi kutatás bizonyítja a települési zöldfelületek közelségének hatását a halálozási és megbetegedési statisztikákra, vagy a lakosság szubjektív jóllétére (Fong et al. 2018, Twohig-Bennett és Jones 2018). Így egyben fontos kommunikációs érték is kötődik a városi ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz: ezek a hatások nemcsak jelentősek egészségügyi szempontból, hanem eléggé közérthetőek is. A sűrű beépítés és a mesterséges felszínnek magas aránya miatt pedig a zöldfelületek, víztestek kis területi arányban vannak jelen, ami az egyes előfordulások jelentőségét tovább növeli. A települési ökoszisztémák szolgáltatásai között is nagy számban megtalálhatók mindegyik fő szolgáltatáscsoport képviselői. Az ellátó szolgáltatások között érdemes megemlíteni a városi ökoszisztémák élelmiszertermelő kapacitását, amit a városi közösségi kertek egyre nagyobb száma és népszerűsége jelez (Middle et al. 2014). Nagy jelentősége van a települési zöldfelületek szabályozó szolgáltatásainak: a városklíma-hatás által megnövelt emberi hőstressz mérséklésének, a légköri szennyezőanyagok megkötésének, vagy az extrém csapadékmennyiségek tározásának egyaránt kiemelkedő fontosságú elemei lehetnek a városi növényzet vagy vízhálózat különböző elemei (Gómez-Baggethun et al. 2013). A települési ökoszisztémák egyik sajátossága, hogy a változatos mikrokörnyezetek és a növénytelepítések miatt bizonyos élőlénycsoportoknál a fajszám, a fajdiverzitás meghaladhatja a környező természetes ökoszisztémák értékeit is (Guenard et al. 2014). A fenntartó szolgáltatások közé sorolható vízkészlet-biztosítás nagy jelentőségű lehet a városi lakosság élettevékenységével kapcsolatosan, és a városi felszínborítás ezt nagy mértékben befolyásolja (Haase 2009). Végül, a városi növényzet fontos szerepet tölt be a lakosság mentális egészségének és rekreációs lehetőségeinek fenntartásában is (Kothencz és Blaschke 2017).

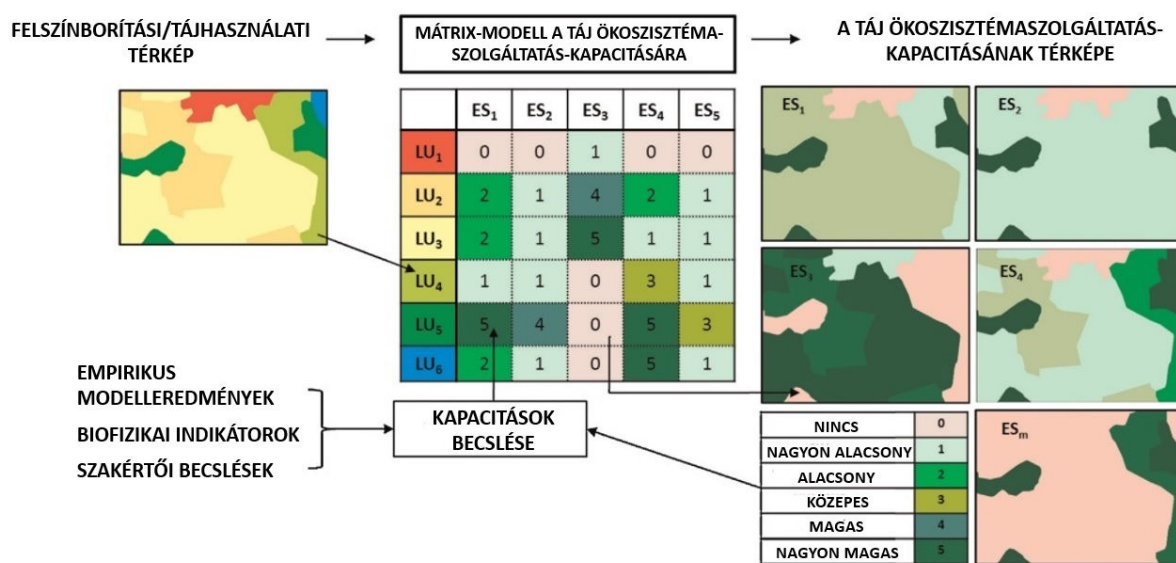
Dolgozatomban települési faállományok klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatásaival kapcsolatos vizsgálatokat mutatok be, szegedi példákon.



## 5. ESETTANULMÁNYOK AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK MODELL-ALAPÚ ÉRTÉKELÉSÉRŐL

### 5.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások felszínborítás-alapú értékelése

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosító területi egységek (SPU – Service Providing Unit) szolgáltatásonként eltérőek lehetnek. A területi alapú értékelés megkönnyítése érdekében azonban régóta alkalmazzák a **mátrix-megközelítést**. Ennek lényege, hogy valamilyen könnyen elérhető felszínborítási, tájhasználati, vagy ezekhez hasonló/ezekből levezethető ökoszisztéma-kategóriarendszer kategóriáihoz rendeli a biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét, szolgáltatásonként. Az értékelőmátrixokra épülő térképezési eljárások az ökoszisztéma-szolgáltatás modellek legalacsonyabb komplexitási szintjét (Tier 1) képviselik. A mátrix tartalma, a szolgáltatások ökoszisztéma-típusonkénti értékei több módon is előállhatnak. Alapulhatnak statisztikai adatokon, szakértői tudáson és monitoringadatokon. A különböző szolgáltatások saját indikátorokban, értékelőrendszerekben megadott értékei egy ordinális skálára vetíthetők, ami az egyes ökoszisztémák (élőhelyek, tájhasználati típusok, stb.) pontozását teszi lehetővé. Vagyis például minden szolgáltatás biztosítása egy 0-5-ig tartó skálán kifejezhető minden ökoszisztéma-típus esetében, ahol a 0 azt jelenti, hogy az adott ökoszisztéma az adott szolgáltatást egyáltalán nem tudja biztosítani, míg az 5-ös érték a szolgáltatás nagy mennyiségének biztosítását fejezi ki (3. ábra).



3. ábra: A mátrix-modell legfontosabb elemei (Burkhard et al. 2009 és Jacobs et al. 2015 alapján)

Az értékelőmátrixok alkalmazása a táji léptékű vizsgálatok egyik első megközelítésmódja volt (Burkhard et al. 2009), mivel nagy területek átfogó értékelését, valamint különböző jellegű és adatellátottságú területek egységes adatokon alapuló, egységes módszertan szerinti értékelését teszi lehetővé. Az utóbbi években a mátrix-megközelítést számos helyen alkalmazták, ezek között voltak általánosabb elméleti vagy módszertani kérdéseket vizsgáló munkák (pl. ökoszisztéma-szolgáltatások és az irántuk való igény térbeli összevetése – Kroll et al. 2012, kaszkádszintek az ökoszisztéma-szolgáltatások térbeli értékelésében – Burkhard et al. 2014) és egy konkrét szakmai kérdéskör, szolgáltatás vizsgálatában való alkalmazások (pl. lefolyás-szabályozás – Nedkov és Burkhard 2012, agrárökoszisztémák, termelési rendszerek integrált értékelése – Burkhard et al. 2015). Általánosítható keretrendszerként való

alkalmazhatósága miatt a MAES folyamatban is ez a javasolt térképezési eljárás. Az integrált jelleget, ami az ökoszisztémaszolgáltatás-megközelítés egyik fő előnyét jelenti, azáltal valósítja meg, hogy ugyanahhoz a térképezési egységhez (ökoszisztéma-típushoz) rendeli a különböző szolgáltatás-biztosító képességeket. Így elvileg a területi lefedettség és a szolgáltatások nagyobb köre szempontjából való jellemzés is egyszerre megvalósítható, egy viszonylag egyszerűen alkalmazható keretrendszerben. Ezen túl a két megközelítési módot – társadalom-, ill. természettudományos – is jól képes integrálni, mivel a mátrix-alapú értékelés akár az értékelés szempontjából legkompetensebb helyi résztvevők, szakértők bevonásával is lefolytatható, célzott műhelybeszélgetések, workshop-ok keretében. A szolgáltatások nagy számának értékelése lehetővé teszi a szolgáltatások közötti szinergiák és átváltások felismerését és értékelését. Az ökoszisztéma-szolgáltatások döntéshozatali keretrendszerként való alkalmazása a „sürgősség-bizonytalanság dilemmát” veti fel (Jacobs et al. 2015). A hasznosításközpontú megközelítése és közérthetősége miatt egyre több döntéshozási területen mutatkozik igény az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére. Ezt alátámasztja a természeti értékek, a biodiverzitás olyan mértékű, globális léptékű csökkenése, ami sürgős feladatokat jelent az elméleti háttér felelősei, a környezetértékelés szakemberei számára is. Ugyanakkor nagyobb területek sok szolgáltatást figyelembe vevő, átfogó értékelése jelentős munkaigényű feladat, számos bizonytalansági tényezővel a módszertant és az eredmények értelmezését illetően. A mátrix-megközelítés erre a kérdéskörre is kínál kezelési lehetőséget. Az ökoszisztéma-típusok és szolgáltatások szempontjából egyaránt teljes körű „lefedettség” gyors, egyszerűen alkalmazható módszer és sokféle tájhasználati kérdés vizsgálatát teszi lehetővé. A mátrix tartalma pedig az adott szolgáltatások és ökoszisztémák szempontjából (tehát alapvetően mindegyikre külön) legrelevánsabb szakértők (tudományos szakemberek, tájhasználók képviselői, stb.) javaslatai alapján áll össze, akik tudásuk mellett az értékek és egyben a teljes módszer legitimitását is biztosítják.

A mátrix-megközelítés legtöbb alkalmazásában ugyanazon a skálán értékelik a különböző szolgáltatásokat. Ez lehetővé teszi a szolgáltatásbiztosító-képességek gyors összehasonlítását, és **könnyen, egységesen kezelhető rendszert** szolgáltat. Ugyanakkor felmerülhet az igény arra, hogy az egyes ökoszisztéma-típusok kapacitásai ne csak egy (általában rövid, egyszerű, pl. öt elemű) skála értékein keresztül legyenek összehasonlíthatók. Az egyes szolgáltatások egymáshoz képesti jelentősége is eltérhet (területitípustól függően, vagy különböző érintettek számára). Ezek a különbségek egységes skálák alkalmazásával nem (vagy alig) építhetők be az értékelésbe. Ezért szükség lehet egy olyan általános vizsgálati alapra, ami nem csak egy fix skála értékeit veheti fel, hanem elvileg bármilyen értékeket kaphat. Így nem csak az egyes ökoszisztémák kapacitásai különülnek el, hanem az értékek alakulása a különböző szolgáltatások területi relevanciáját is valamilyen mértékben kifejezi. Ilyen általános értékmérőként szolgálhat a pénz, az ökoszisztéma-szolgáltatások monetáris értéke. A természeti tőke pénzbeli értékelése, számos hiányossága és kritikus pontja ellenére az egyik legmegfelelőbb és legrégebben használt mérőeszköz az ökoszisztéma-szolgáltatások társadalmi hasznosságának kifejezésére. Ebben a kontextusban (integrált értékelések, assessment-ek a szolgáltatások egymáshoz képesti jelentőségének megadásával) pedig különösen nehéz alternatív megoldást találni.

**Az ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékei alapján készült értékelőmátrixok** a fenti motivációk miatt szintén régóta jelen vannak a szakirodalomban. A tudományterület egyik legfontosabb, legidézettebb cikke, Costanza és szerzőtársai (1997) munkája is lényegében ezt a megközelítést alkalmazta, globális léptékben. Ebben a biotermékek átfogó kategóriáit alkalmazva

becsülték meg (és térképezték) a földi ökoszisztémák teljes gazdasági értékét. Az egyes biomok értékeit egy széles körű (biomtípusonkénti) metaanalízis eredményeként kapták meg. A tanulmány nagy vitát kavart, módszertana a szükséges egyszerűsítések, átlagolások miatt értelemszerűen számos megkérdőjelezhető elemet tartalmazott. De ezzel együtt rendkívül nagy szerepe volt a teljes tudományterület fejlődése, és egyben az itt tárgyalt szűkebb módszertani kérdések (gazdasági értékeken alapuló értékelőrendszer) szempontjából is. Costanza és munkatársainak eredményeit későbbi területi értékelésekben közvetlenül is felhasználták. Egyes elemzésekben az értékeket módosítás nélkül vették át (ilyenkor általában az ökoszisztématérkép előállításának módszertana volt az adott munka fő hozzáadott értéke, pl. távérzékelési alapú tájhasználatváltozás-térkép mint térképi alap: Kreuter et al. 2001). A természeti erőforrások valamely földrajzi területen meghatározott értékének más terület(ek)re való átvitelét, alkalmazását haszon átvitelnek (benefit transfer) nevezzük. (Lényegében Costanza és szerzőtársai (1997) munkája is ezen a módszeren alapult.) A haszonátvitel módszerének fejlettebb verzióját alkalmazták több, kínai mintaterületekre vonatkozó tanulmányban is (Tianhong et al. 2010, Hao et al. 2012, Liu et al. 2012). Az ezekben alkalmazott számítási eljárás egy korábbi kínai tanulmányban (Xie et al. 2003) közölt értékeket, ill. az abban javasolt számítási eljárást alkalmazta. Ennek lényege az volt, hogy az alaptanulmányban széleskörű szakértői bevonással ún. ekvivalens súlyfaktorokat határoztak meg. Ezek szorzótényezőket jelentettek az egyes ökoszisztématípusok által biztosított különböző szolgáltatásoknak, ezzel egy alapláncot alkottak. Az állandóként kezelt alaplánc mellett a számítási eljárás másik fontos része volt az élelmiszertermelés (szűkebben a gabonatermelés) gazdasági értéke. Ez szerepelt 1-es súlyfaktoral az alapláncban, és ez adott alapot a mátrix más területeken való alkalmazásának: az adott régióban, városkörnyéken jellemző termés hozamok és piaci adatok alapján meghatározták az élelmiszertermelés adott területre vonatkozó gazdasági értékét, és ezt a súlyfaktorokkal szorozva álltak elő a különböző ökoszisztémák és szolgáltatások értékei. Szintén szakértői bevonáson alapult az Egyesült Királyság Biodiverzitás Akcióprogramjához kapcsolódó gazdasági értékelés (Christie et al. 2011). Ebben először a feltételes választás (choice experiment) módszerével becsülték az ökoszisztéma-szolgáltatások gazdasági értékét. Majd ezt kombinálták egy szakértői értékeléssel, melyben az egyes ökoszisztémák relatív kapacitását becsülték a különböző szolgáltatások biztosításában. A fenti példák tehát elsősorban szakértők és érintettek megkérdezésén, tudásuk és véleményük meghatározott módszertan szerint való bevonásán alapultak. Az ökoszisztéma-szolgáltatások egyenkénti, biofizikai indikátorokból kiinduló, és az adott szolgáltatás(ok) szempontjából legrelevánsabb gazdasági értékelési módszert (lehetőleg költség-alapú értékelési módszert) alkalmazó vizsgálata rendkívül munkaigényes feladat. Ugyanakkor direkt döntéshozatali feladatokban erre a lehető legjobban érdemes törekedni. Például a **természeti tőke számlarendszerek** az ökoszisztéma-szolgáltatások értékének közvetlen felhasználását jelentik, és egyben az egyik legperspektivikusabb gyakorlati alkalmazásnak tekinthetők. Ezekben, a figyelembe vett szolgáltatásokra specifikusan kiválasztott biofizikai és monetáris értékelési módszereket, modelleket kell alkalmazni (Remme et al. 2014, 2015, UN et al. 2014). Az ökoszisztéma-számlarendszerekben az ökoszisztémák állapotára, valamint a szolgáltatásokra és azok használatára vonatkozó számlák az ökoszisztémák kiterjedésére vonatkozó számlák adatain alapulnak. Ezeket szintén ökoszisztéma-típusonként állítják össze. Ez alapján az értékelési sor végén (a 4. kaszkádszinten) a szolgáltatások gazdasági értékeinek számlái tehát lényegében gazdasági érték alapú értékelőmátrixnak tekinthetők.

Dolgozatomban egy felszínborítás-alapú értékelőrendszer alapjainak lefektetését tűztem ki célul, egy kiemelkedő jelentőségű hazai tájökológiai problémakör, az árterek területhasználati kérdéseinek vizsgálatában.

### ***5.1.1. A felszínborítás-alapú kutatás indoklása, célkitűzések***

Az árterek területhasználati problémáinak jellege több szempontból is szükségessé teszi az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezését, monetáris értékeken alapuló értékelési módszerek kidolgozását. Egyrészt, a tájhasználati konfliktusok mögött egészen különböző gazdasági-területhasználati ágazatok (intenzív mezőgazdaság, természetvédelem, árvízvédelem, stb.) érdekeinek konfliktusa áll. Ezek feloldását segítheti a különböző típusú, jellegű ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése, amelyek kiaknázására mutatkozó igény áll ezek mögött az érdekek mögött. Továbbá ezek a szolgáltatások, és az ezekben érdekelt, ezeket kezelő területi szereplők tevékenysége gyakran igen eltérő területi léptékeken érvényesül (pl. az egyes területhasználók, gazdák birtok léptékű gazdasági érdekei, szemben az árvízi kockázat regionális vagy akár nemzetgazdasági szinten jelentkező védekezési költségeivel). Ezeknek a költségeknek vagy értékeknek az összehasonlítását, a vizsgálati módszerek harmonizálását segítheti, ha egységnyi területre vonatkoztatott értékeket megállapítva, egy értékelőmátrixba szervezzük az ökoszisztéma-szolgáltatásokat és azok értékeit.

Az ártér jelenlegi domináns területhasználati szerkezetének nem fenntartható volta, gyenge jövedelmezősége egyre többször felmerül az ártéri tájgazdálkodás rehabilitációs törekvéseivel, a Vásárhelyi-terv Továbbfejlesztésének elindulásával párhuzamosan (Borsos et al. 2010, Ungvári et al. 2012). A szűk hullámterek szomszédságában, mentett oldali területeken sok helyen az ártér mélyebb fekvésű részein is szántóföldi művelés vagy más, belvízérzékeny területhasználat a jellemző. Ezeknek a művelési módoknak a jövedelmezőségét jelentősen csökkenti a belvíz miatti időnkénti terméskiesés. Ennek becslésével, tájökológiai szempontú értékelésével már többen is foglalkoztak (Pálfai 2006a, Pinke 2012), ugyanakkor még nem történt meg ennek a területi alapú ökoszisztémaszolgáltatás-értékelőrendszerekben való alkalmazása. Ez érvényes maguknak az ellátó szolgáltatásoknak az értékelésére is. Történtek módszertani fejlesztések a mezőgazdasági termelés, mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelésére ezen a sajátos hidrológiai viszonyokkal jellemezhető területen (Kozma et al. 2012a). Ugyanakkor nem állnak rendelkezésre integrált felszínborítási vagy tájhasználati főtípusonkénti ökoszisztémaszolgáltatás-értékek a legfontosabb ellátó szolgáltatásokból (növénytermesztés, állattenyésztés, erdészet) területegységre vonatkoztatva. Végül hasonló hiány mutatkozik a szóban forgó területek talán legfontosabb szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatásával, az árvízi kockázat csökkentésével kapcsolatban is. Több tudományos és gyakorlati tervezési munkában is megjelent a mélyártéri területek és a Vásárhelyi-terv Továbbfejlesztése keretében tervezett tározók árvízi kockázatsökkentő potenciáljának vizsgálata (Koncsos 2006, Bódis 2010). Ezek a felszín morfológiáját, a talajtani viszonyokat és a lefolyás menetét pontos matematikai, térinformatikai modellekkel leíró modellek voltak. (Ezeket az ökoszisztémaszolgáltatás-modellek nevezéktana szerint a Tier 3 szintű modellek közé sorolhatjuk.) Ebben a témakörben is felmerülhet az az igény, hogy a fenti összetettebb modellekből, azok eredményeit felhasználva ökoszisztématípusokhoz rendelt értékeket, vagy más egyszerűbb (Tier 1-2 szintű) modelleket alkossunk.

E részvizsgálatom célja a fentiek alapján a főbb felszínborítási formák választott, a régió tájökológiai problémái szempontjából legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatásainak

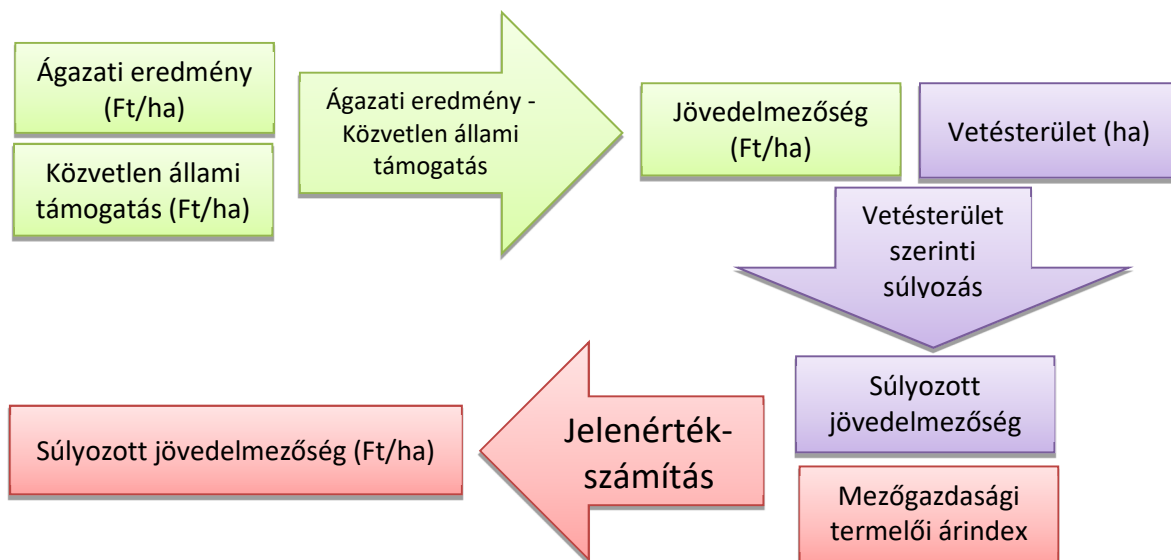
(mezőgazdasági és erdészeti jövedelmezőség, árvízi kockázat csökkentése, belvíztűrési) **területegységre vonatkoztatott monetáris értékelése**, ezáltal hozzájárulás azok gazdasági jelentőségének összehasonlító értékeléséhez, és azok mátrix-megközelítésű vizsgálatokban való alkalmazásához.

### **5.1.2. Módszerek**

A mezőgazdasági termelés mint ökoszisztéma-szolgáltatás monetáris értékekkel való jellemzése több szempontból is nehéz szakmai feladatot jelent. A szolgáltatás létrejöttének elsődleges eredménye, a termés mennyisége számtalan ökológiai tényezőtől függ (talajtani adottságok, éghajlati és időjárási körülmények, stb.). Ez egyben rendkívül változékonnyá is teszi a szolgáltatás mennyiségét (amennyiben azt a termék mennyiségével jellemezzük). Továbbá a monetáris érték hozzárendelése piaci árak segítségével történhet. Ezek előnye, hogy valamilyen mértékben leírják a szolgáltatás iránti keresletet, ugyanakkor alakulásukat számos egyéb piaci tényező is befolyásolja. A mezőgazdasági termelés várható hozamának értékelése (ami lényegében az ökoszisztémaszolgáltatás-értékelés célja) egyik módszere a produkciós modellek alkalmazása (Huzsvai et al. 2005). Ezek előnye, hogy a termés mennyiségét befolyásoló tényezők hatását az adott ökológiai, ökofiziológiai folyamatok pontos leírásával képes beépíteni. Így lehetővé válik ezek jelentős térbeli vagy időbeli változásainak figyelembevétele is a modellben (pl. talajadottságok és talajtérfélek bemenő adatként, talajvízszint-változás termésmennyiségre való hatásának megjelenítése, stb.). Ilyen alapon becsülték a mezőgazdasági termelés szolgáltatását Kozma és munkatársai (2012a), egy hidrológiai modellhez kapcsolva, éppen a Tisza-völgyre és annak tájökológiai problémáira alkalmazva. A másik megközelítési lehetőség a tényleges terméseredmények és az azokból realizált jövedelmek alapján való értékelés. Ennek hátránya, hogy a szolgáltatás létrejöttének összetettségét kevésbé képes beépíteni, mint a modell-alapú megközelítések. Ugyanakkor a valós terméseredmények és piaci árak a vizsgált időszakokra és az adott mintaterületre vagy tájra esetenként jellemzőbb képet nyújthatnak, mint az ilyen szempontból egyszerűsítettbb produkciós modellek. Továbbá a valós felvásárlási árak a szolgáltatás iránti igényt, annak használatát jellemzik, ami általában pozitívként értékelhető. Munkámban a második megközelítést alkalmazva, egy valós, ágazati eredményeken alapuló számítási módszertannal vizsgáltam az élelmiszertermelés ökoszisztéma-szolgáltatását és annak monetáris értékét. Egy további fontos módszertani szempont volt ehhez kapcsolódóan az ökológiai és társadalmi rendszer közötti rendszerhatár figyelembevétele. Az olyan szolgáltatások esetében, amiknél jelentős emberi, gazdasági jellegű hozzáadott érték (energia, munkaerő) szükséges a szolgáltatás biztosításához, ott a szigorú értelemben vett szolgáltatásnak az értékét ezek kivonásával kaphatjuk meg. Így maradunk a természeti rendszer határain belül: az ökoszisztéma-szolgáltatás a természeti rendszer hozzájárulása a termék létrejöttéhez (vagyis a termék a haszonnal (benefit) azonosítható vagy azt jellemzi, aminek előállításában emberi javak vagy szolgáltatások is szerepet játszanak (Boyd és Banzhaf 2007).

A növénytermesztési (szántóföldi növénytermesztés, gyümölcsstermesztés) és gyepgazdálkodási ágazatok teljesítményének értékeléséhez az Agrárgazdasági Kutatóintézet által **évente közzétett költség- és jövedelemelemzéseket** használtam. A tanulmányok a magyar mezőgazdasági tesztüzemi rendszer adatai alapján készülnek, amely az uniós tagállamok számára létrehozott Mezőgazdasági Számviteli Információs Hálózat része, és célja a helyi mezőgazdasági mutatók alapján a Közös Agrárpolitika formálásának elősegítése. A mezőgazdasági termelés költségének a kiszámításához közvetlen (növényvédőszer, műtrágya,

fűtés, vetőmag, öntözés, állatorvosi díj, ápolási költség stb.) és közvetett (gépjavítás, üzem és kenőanyagok stb.) termelési költségeket vettek figyelembe a felmérés során. Így lehetővé vált az emberi (termelői) input elkülönítése, ami kulcsfontosságú ennek a szolgáltatásnak a pénzületi értékelése során, és az eredmények későbbi felhasználásához. Az ágazatok költségstruktúrájának a felmérése kérdőíves kutatások eredménye (Beládi és Kertész, 2009-2010, 2012). A különböző mezőgazdasági ágazatoknak a Ft/ha-ban kifejezett közvetlen állami támogatásról, illetve ágazati eredményeiről az említett adatbázisból nyertem információt. A termelési értékeknek az időjárás és a piaci tényezők miatt nagy változékonysága tapasztalható az egymást követő években. Emiatt, a jobban általánosítható eredmények érdekében vizsgálatomat hároméves (2008-2010) időszakra, ezen évek átlagait kiszámítva végeztem el, az eredmények („jelenértékek”) pedig a 2012-es évre vonatkoznak. A szántóföldi és kertészeti ágazatok jövedelmezőségét az ágazati eredmény (a termelési érték és a termelési költség különbsége, valamennyi bevételi és kiadási tétel figyelembevételével) és a közvetlen állami támogatás különbségeként határoztam meg. Az állami támogatás mértéke ágazatonként eltérő, továbbá gyorsan változó és országonként eltérő gazdaságpolitikai döntések befolyásolják. Ezért a különböző ágazatok tényleges jövedelmezőségének megállapításához ennek kivonását mindenképp szükségesnek tartottam. Ezt a műveletet a részletes adatsorral elérhető összes gyümölcsfélére (alma, meggy, szilva, őszibarack, kajszibarack) valamint szántóföldi kultúrára (kukorica, ipari napraforgó, repce, cukorrépa, silókukorica, lucerna, búza, tavaszi árpa, őszi árpa, zab, durumbúza, rozs, triticales) elvégeztem. Az összevont felszínborítási kategóriák alá a fentiekben felsorolt számos, jelentősen eltérő jövedelmezőségű ágazat tartozik. Ezért az adott felszínborítási típusra legjellemzőbb eredmény érdekében az egyes ágazatok jövedelmezőségének vetésterületi arány szerinti súlyozott átlagait számítottam ki. Az ehhez szükséges, szintén éves felbontású vetésterületi adatokat a Központi Statisztikai Hivatal adatbázisából (KSH 2017) gyűjtöttem. A kapott (különböző évekre vonatkozó) értékek megfelelő összehasonlítása érdekében figyelembe vettem a mezőgazdasági termékek árváltozását. A kapott jövedelmezőségi értékeket az adott év mezőgazdasági termelői árindexének (KSH 2017) értékével szorozva számítottam át a következő év(ek)re, az így kapott értékek számtani átlagaként kaptam meg az egyes ágazatok jövedelmezőségét. A növénytermelési ágazatok jövedelemszámításának a folyamatát a 4. ábrán szemléltetem.



4. ábra: A mezőgazdasági ágazatok jövedelemértékelésének folyamata

A gyepgazdálkodásból nyerhető, élelmiszer-jellegű ökoszisztéma-szolgáltatások értékét a jelentősebb legeltetésre alkalmas haszonállatok (húsmarha, tejmarha, juh) jövedelmezőségén, illetve a vonatkoztatási évre vetített jelenértékének meghatározásával becsültem a fent bemutatotthoz hasonló eljárással. Legelőterületenként (ha) egy szarvasmarha, és hat juh jelenlétével számoltam. Az állatok területhasználati részesedését a darabszámuk, és a hektáronkénti számuk hányadosaként kaptam meg. A költség- és jövedelemelemzésekben önálló adatként is szereplő „rét” művelési forma hároméves időszakra vonatkoztatott jövedelmezőségét (Ft/ha), és napjainkra vetített jelenértékét (Ft/ha) is meghatároztam. Az állattartásból származó átlagos jövedelem és a rét átlagos jövedelmének átlagaként állt elő a gyepterületek átlagos értéke.

A halászati ágazat esetében rendszeres tesztüzemi vagy más, országos tendenciák megállapítására alkalmas reprezentatív adatgyűjtés nem állt rendelkezésre. 2006-2007-ben az Európai Bizottság megbízásából, az Európai Halászati Alap forráselosztásának megalapozása céljából 16 tagországra kiterjedően történt egyszeri felmérés az adott országok halászati ágazatának általános helyzetéről, benne egy, az ágazat szereplőit megfelelően reprezentáló mintán végrehajtott jövedelmi elemzéssel. A számításaimhoz a részben ez alapján, részben az egyes költség- és jövedelemtényezőkre vonatkozó számítások alapján készült üzemtani tankönyvi fejezetet használtam fel (Nábrádi et al. 2007). A jövedelmezőség ennél az ágazatnál is jelentősen különbözik a termelés intenzitásától függően, amit a halászat esetében külön alágazatokként különböztethetünk meg. A történelmileg nagy hagyományokkal rendelkező természetesvízi halászat már csak jóval kisebb részét teszi ki a termelésnek, annak többségét a tógazdasági haltermelés és az intenzív üzemi haltermelés teszi ki (utóbbiakat együtt akvakultúra néven tartjuk számon). A termelési érték a legtöbb esetben megegyezik az árbevétellel, a költségek többségét anyag jellegű kiadások teszik ki (pl. tenyésztési anyag, esetleg takarmány). Az ágazat jövedelmhelyzetének megállapításakor a tógazdasági értékhatárok alsó határát vettem figyelembe, jelenértékre átszámítva.

Az AKI tesztüzemi hálózatából származó költség- és jövedelemadatok csak országos összesítésben kerülnek publikálásra, így ezeket tudtam felhasználni a szűkebb mintaterületre vonatkozó értékelésben is.

Az erdők elsődleges ellátó szolgáltatása, a faanyag-termelés értékét a Nyugat-magyarországi Egyetem (NYME) Erdőmérnöki kara, valamint az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) munkatársai által készített **fatermesztési ökonómiai modellek** felhasználásával határoztam meg, a választott szűkebb mintaterületre vonatkoztatva. Ezek a modellek egy meghatározott időszak ár- és költség szintjén megadják az adott fafaj költség és hozam adatait, az erdőtelepítéstől egészen a fakitermelés folyamatának végbemeneteléig (így a faanyagtermelés szolgáltatása esetében is lehetővé válik az emberi tevékenység által hozzáadott értékek elkülönítése, vagyis a szűken értelmezett ökoszisztéma-szolgáltatás értékének meghatározása). A fatermesztési ökonómiai modellek három részből tevődnek össze: (1) erdőművelési, erdőnevelési beavatkozások, (2) fatermelési modell, valamint az előbbi kettőhöz köthető (3) pénzben kifejezett költség és hozam adatok. A modell legfőbb jellemzője, hogy a faállomány átlagos átmérőjéhez hozzárendel egy választékszerkezetet, amely megadja az elérhető hozam valamint a fahasználati költségek nagyságát. A módszer alkalmazásával négy jellemző fafajra (akác, kocsányos tölgy, nemes nyár, őshonos nyár) fatermesztési osztályonként határozták meg az erdőgazdálkodásból származó költség és jövedelemadatokat (ERTI, 2007). A szűkebb mintaterületet tartalmazó tiszafüredi erdészeti körzetben (körzeti erdőterv, 2006-2015: Oláh, 2006) a kocsányos tölgy, a nemes nyarak és az őshonos nyarak állományai alkotják az erdők túlnyomó többségét, így ezekkel a fajokkal történő számítás megfelelőnek bizonyult a nagykorú mintaterület erdőgazdasági költség- és jövedelemviszonyainak meghatározásához. Az egyes fajok állományainak fatermőképességi csoport szerinti megoszlásáról a körzeti erdőtervből jutottam információhoz. Az erdőállomány értékének meghatározásához a fatermőképességi osztályokat (amikre a jövedelmezőségi számítások készültek) megfeleltettem az üzemtervben szereplő fatermőképességi csoportoknak (I.-II. FTO: jó, III.-IV. FTO: közepes, V.-VI. FTO: gyenge fatermőképességi csoport).

Az árvízi kockázatcsökkentés szolgáltatásának pénzbeli értékelése és felszínborítási típusokhoz rendelése is nehéz feladatot jelent. A gazdasági érték meghatározását az erre lehetővé, hogy más szakmai műhelyekben széleskörű **modellezési munkák zajlottak az árvízi kockázatok és az azok által okozott gazdasági károk becslésével kapcsolatban**. A Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszékén több különböző munkában és több különböző szcenárióra értékelték a különböző árvízvédelmi beavatkozásokkal elérhető kárcsökkentés értékét. Ezek közül a Tisza árvízvédelmi szabályozására vonatkozó 2008-as kutatási jelentésben közölt, a VTT-ben megvalósítani tervezett tározókkal elérhető kárcsökkentési értéket vettem át (BME VKKT 2008). Az egyes felszínborítási formák értékeit aszerint állapítottam meg, hogy a szűkebb mintaterület, a nagykorú árvízi tározó tervezett (a tájgazdálkodás szempontjai szerint kialakítandó, az egyes ártéri-morfológiai szintekhez igazodó) területhasználati mintázatában mekkora területi részesedést képviselnek. (Mivel a különböző hasznosítási formák csak meghatározott területeken fordulhatnak elő az ártéri öblözetben belül, ezért bizonyos mértékig lehetségesnek tartom ezekhez kötni a szolgáltatás biztosítását, nemcsak a domborzathoz, a víz befogadására alkalmas térszínnek jelenlétéhez.) Ezeket az adatokat a tározó tervezési munkaanyagaiból merítettem (VÁTI 2005). Ebből a dokumentumból kaptam információt az egyes ártéri szintek (mélyárterek, mélyártereket övező pufferzónák területe, magasártér, ármentes szint, meglévő és véderdők területe, egyéb hasznosítás) területéről, valamint a szintenként meghatározott lehetséges elsődleges, másodlagos és harmadlagos hasznosítási formákról. Számításaim során az elsődleges hasznosítási formákat háromszoros súllyal vettem figyelembe, a másodlagosakat



kétszeressel. Így kaptam meg az egyes területhasználatok területét szintenként, a szintek összeadásával pedig az összevont területhasználati arányokat.

Az ártéri területhasználati formák belvízérzékenysége az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében való kezelésére azt a megoldást választottam, hogy a belvízérzékenyebb tájhasználati típusok értékét a belvíz általi jövelemkieséssel csökkentettem. Így a belvízre nem vagy kevésbé érzékeny hasznosítási formák (vizes élőhelyek, gyepek) előnyei olyan módon jelennek meg szolgáltatásként, hogy nem vagy kisebb mértékben csökken a mezőgazdasági jövedelmezőségük. Az egyes területhasználati típusok belvízveszélyeztetettségének megállapításában segítségül hívhatók a belvízi elöntéssel kapcsolatos eddigi hazai monitorozási, és a részben ezekre alapuló modellezési munkák eredményei. Ezek közül a **Pálfa-féle belvízveszélyeztettségi térképet és adatbázist** használtam fel (Pálfa 2003). Ennek előnye, hogy ebben egyrészt integrálták a vízügyi igazgatóságoknál több évtizede folyó belvízi elöntési térképek eredményeit és a belvízképződést meghatározó, vagy indikáló tényezők térképeit, adatbázisait (domborzati, talajtani, sekélyföldtani és a talajvíztérképek, művelési ágak, vízállásos és vizenyős területek, vízelvezető csatornák). Az előállt térképi adatbázis belvíz-veszélyeztettségi kategóriákba sorolja Magyarország síkvidéki területeit (Alföld, Kisalföld, kisebb dunántúli területek). A kategóriák elöntési gyakoriságokat jelentenek (1. kategória (belvízzel nem, vagy alig veszélyeztetett terület):  $<0,05$ ; 2. kat. (belvízzel mérsékelten veszélyeztetett ter.):  $0,05-0,1$ ; 3. kat. (belvízzel közepesen veszélyeztetett ter.):  $0,11-0,2$ ; 4. kat. (belvízzel erősen veszélyeztetett ter.):  $>0,2$ ). Ezen felül, a belvízveszélyeztettségi kategóriák térképe könnyen kezelhető térinformatikai adatbázisként érhető el, ami könnyen lehetővé tesz különböző térbeli műveleteket, ebben az esetben a szűkebb mintaterületem különböző felszámítási típusainak összevont elöntési gyakoriságának vizsgálatát. Ezt az ArcGIS 9.2. program alkalmazásával, egy kereszttabulációs eljárással valósítottam meg (a térképi alap a Corine Land Cover adatbázisa volt). Az egyes elöntési kategóriákhoz tartozó intervallumoknak az alsó határát vettem figyelembe, ezzel próbáltam elkerülni az értékek túlbecslését (a belvizek nem minden esetben okoznak teljes termés kiesést a különböző növénykultúráknál). Az erdő esetében csak a belvízzel erősen veszélyeztetett kategóriát vettem figyelembe számításaimban, mivel ezeknek a növényeknek az időszakos vízborítás csak ritkán okozza a pusztulását.

### ***5.1.3. Mintaterület, és az arra vonatkozó kutatási előzmények***

Jelen részvizsgálatom célja a Tisza-völgy tájökológiai problémáival kapcsolatos területhasználati döntések, esetleges tájhasználat-váltások megalapozása, ill. ennek segítése az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével. Az általam kidolgozott és alkalmazott számítási eljárás viszonylag nagy térbeli felbontású adatforrásokat is igényel (pl. belvízveszélyeztettségi térkép, részletes erdészeti üzemtervek, stb.). Ezeknek nem mindegyike érhető el a teljes nagytájra vonatkozóan. Továbbá az eredmények értelmezése is egyszerűbb egy pontosabban ismert mintaterületre, ismerve annak természetföldrajzi, ökológiai és tájtörténeti-tájhasználati viszonyait. Ezek miatt az értékelési módszer alkalmazására egy szűkebb mintaterületet, a **nagykörűi ártéri öblözetet** választottam. Ez a terület jól leképezi a teljes nagytájra jellemző problémákat, az egyes települések ezek általi érintettségét, és a megoldási lehetőségeket (ill. azok kudarcait). Ezen felül egy helyi tájhasználati kérdésekkel foglalkozó, gyakorlati jellegű projektbe való betekintés által személyes tapasztalatokat is szerezhettem a területen, ami jó alapot adott a doktori kutatásomban célul kitűzött elméleti jellegű háttérmunkához.

A Vásárhelyi-terv Továbbfejlesztésében kialakítani tervezett nagykörűi tározó területe Jász-Nagykun-Szolnok megyében, a Tisza-völgy Kőtelek, Hunyadfalva, Csataszög és Nagykörű közötti jobbparti, mentett oldali öblözetén (legnagyobb részben Nagykörűhöz tartozóan) terül el (Göncz 2005). Felszíne alapvetően két részre tagolható: az ártéri szintre és a magasparti területre. Ez utóbbi teljesen ármentes térszint jelent, ezt felismerve, ehhez alkalmazkodva van jelen a település a jelenlegi helyén évszázadok óta. Az ártéri szintet laposok, elhagyott medrek tagolják, ezzel együtt is a domináns területhasználat a vizsgálat éveiben a szántóföldi növénytermesztés volt (1. térkép). Az 1. táblázatban a jelenlegi felszínborítási arányokat a tervezett tározóban kialakítani tervezett arányokkal való összevetésben láthatjuk. (A jelenlegi arányok meghatározásának forrása a Corine Land Cover adatbázis volt). A tervezett állapotban jól látható az ártéri gazdálkodásra jellemző diverzebb, és egyenletesebb felszínborítási-területhasználati szerkezet. A potenciális vízborítottság alapján a terület a következő szintekre tagolható: mélyárterek: 83~83,50 m tszf.m. alatt, árvíz idején állandó vízborítással; alacsony árterek: 83-84 m tszf.m. közötti térszínek, árvíz idején időszakos vízborítással; magasárterek: 84-85~86 m tszf.m. közötti térszínek, melyeket ritkán és rövid időszakon keresztül ér vízborítás; magaspartok: (85)-86 m tszf.m. közötti árvízmentes térszínek.

Kategóriák	Felszínborítás napjainkban (ha)	Tervezett felszínborítás (ha)
Szántó	2957,3	364,1
Gyep	200,0	737,5
Erdő	19,0	988,3
Vizes élőhely	0,0	633,0
Gyümölcsös	80,3	364,1
Egyéb	4,6	174,2

1. táblázat: A jelenlegi és tervezett VTT-tározó területének felszínborítása

### A tervezett nagykörűi VTT-tározó területének felszínborítása



1. térkép: A nagykörűi árvízcsökkentő tározó napjainkbeli felszínborítási mintázata

A 85 m tszf.m. alatti térszíneken nagy területeken kukoricát, búzát, napraforgót valamint lucernát termesztene. Erdőterületeket a tározó határvonala által kijelölt magaspartokon találunk, gyümölcsösök pedig 84 m tszf.m. alatti területeken vannak. Emellett az ármentes térszíneken kisebb kiterjedésű extenzív és intenzív gyepek is a jelenlegi tájhasznosítás részét képezik (Göncz 2005). Az öblözet a Közép-Tisza-vidéken fekszik, ezért erősen veszélyeztetett volt a 1990-2000-es évek árvízi eseményeikor. Valamint a korábban állandóan vagy időszakosan vízzel borított, jelenleg jelentős részben intenzív mezőgazdasági műveléssel hasznosított mentett oldali területeken jelentős problémát okoz a **gyakori belvíz és aszály** (Borsos et al. 2010). Nagykörű környékén tehát egyaránt találunk hullámtéri és mentett oldali, területhasználat-váltás szempontjából szóba jövő területrészeket (1. kép).



1. kép: Degradált állapotú hullámtéri (b), valamint mentett oldali belvizes (egykori medervonalat jelölő) szántó (j) a nagykörűi ártéri öblözetben (fotók: Gulyás Ágnes, Nagy Gergő Gábor)

Ezeknek a problémáknak és összefüggéseknek a felismerése is hozzájárult, hogy alulról jövő, önálló kezdeményezéssel kidolgozták a (már korábbi természettudományos és helytörténeti tanulmányokon alapuló) Nagykörűi Tájgazdálkodási Programot (Balogh 2007). Ezt több, különböző forrásokból finanszírozott kutatási és gyakorlati irányultságú projekt követte a 2000-es években (UNDP-GEF-KvVM Biodiverzitás Pályázati Mikroalap, SCENES, WaterRisk). Ezeknek és a területen folyó, geográfiai jól megalapozott, ugyanakkor a helyi szereplők széles körű bevonásával folyó szakmai tevékenységnek köszönhető, hogy a VTT keretében tervezett árvízi tározó terveiben tájgazdálkodási célú területhasznosítás szerepelt (VÁTI 2005). Ezek közül az utolsó jelentősebb, tudományos kimenetet is eredményező munka a 2009-2010-ben zajló ILD projekt (Integrált tájfejlesztés a Tisza vízgyűjtőjén - ICPDR/UNDP/GEF) volt, melynek munkáiban magam is szerepet vállaltam (Nagy és Kiss 2011). Ennek végkövetkeztetése az volt, hogy az ártéri gazdálkodás, az integrált tájgazdálkodás hazai megvalósításának, újjáélesztésének számos akadálya van napjainkban (a földhasználat, a birtokviszonyok, a támogatáspolitikák és a vízgazdálkodás oldaláról is – Borsos et al. 2010). Ez a helyzet az azóta eltelt években sem javult jelentősen, az ártéri gazdálkodás elveinek nagy léptékű megvalósítására nem került sor a nagykörűi öblözetben (és a Tisza-ártér túlnyomó részén sem). Ez ugyanakkor alkalmat ad és szükségessé teszi a területnek és tágabb értelemben a nagytájnak ezekkel a kérdéseivel kapcsolatos tudományos háttérmunkákat.

#### **5.1.4. Eredmények és megvitatás**

A részvizsgálat végső céljaként kitűzött felszínborítás-alapú értékelőmátrix ismertetését megelőzően bemutatom az egyes vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások térbeli és időbeli dinamikájának néhány jellemző vonását, amik szükségesek a kapott eredmények értékeléséhez, és azok felhasználhatóságának megállapításához.

A mezőgazdasági ágazatoknál a jövedelmezőség alakulásában nyomon követhető azoknak a tényezőknek a hatása, amiket a számítási eljárás leírásában említettem, és amelyek annak kialakítását indokolták. A mezőgazdasági tevékenység évek közötti nagyon eltérő jövedelmezősége nyilvánvaló tény. Ugyanakkor a jövedelmezőségekből képzett átlagok viszonylag jól tükrözik az adott ágazatok adott évekbeli piaci helyzetét, valós jövedelmezőségi viszonyait. A szántóföldi növénytermesztésben a felvásárlási árak a magas földbérleti díjak és más tényezők (Nábrádi et al. 2007) miatt esetenként a termelési költségeket sem fedezik (saját számításaim alapján a 2009-es évben a támogatások nélkül a szántóföldi növénytermesztés átlagértékben is veszteségesnek volt mondható). A gyümölcsstermesztésben a KGST-piacok összeomlása (és más piaci körülmények) miatti termés mennyiség-csökkenés és technológiai visszaesés (Lakner és Sass 1997, Erdész et al. 2009) után, egyes fajtáknál kifejezetten gyenge jövedelemhelyzet volt tapasztalható (nem csak az időjárási tényezők miatt). Ezután, a 2000-es évek végén azonban már (értelemszerűen jórészt az EU-támogatásoknak köszönhetően) jóval kedvezőbb eredményű éveket (pl. 2008) is maga mögött tudhatott az ágazat (Szabó 2011). Az állattenyésztés ágazatainak többségét a vizsgált időszakban igen alacsony jövedelmezőség jellemezte. A rossz jövedelmi kilátások miatt az állatállomány létszáma a legtöbb érintett ágazatban csökkenő tendenciát mutatott (KSH 2017). Ez alól a (legeltetés szempontjából fontosabb) húsmarhatartás képezett kivételt a vizsgált időszakban, támogatáspolitikai okok miatt (Bakosné Böröcz 2010).

A halászat jövedelmezősége az általam választott módszer szerint jelenértéken kb. 102 000 Ft/ha/év-nek adódott. Ez az érték a módszertani fejezetben részletezett okok miatt az ártérrehabilitáció során való hasznosításra vonatkozóan inkább felső becslésnek tekinthető, és mivel az adatok a többi ágazattól eltérően nem széleskörű ismételt adatfelvételen alapultak, ezért megbízhatóságuk is kisebb. Az érték ugyanakkor ebben az esetben is bizonyos mértékben tükrözi az ágazat jelenlegi helyzetét. A halászat jövedelmezőség szempontjából a vizsgált időszakban jobb helyzetben volt, mint az állattenyésztési ágazatok többsége, de a termelési technológia rendkívül elavult, a természetes vizek vízminősége sok helyen rossz, és a munkaerő minősége, korösszetétele sem kedvező (NHST 2007, Hajtun 2011). Ugyanakkor pozitív elmozdulást, az ágazat helyzetének további erősödését hozhatja több olyan lehetőség, ami az ártéri tájgazdálkodás széleskörű elterjedésével együtt járna (halhús belső piacának bővülése, rekreációs célú halgazdálkodás erősödése).

Az erdők faanyagtermelő szolgáltatásának értékeit tekintve megállapítható, hogy a hazainyár-állományokat gyengébb jövedelmezőség jellemzi, mint a kocsányos tölgyét. Utóbbi magas (a nemesnyárét is meghaladó) eredményei részben annak köszönhetők, hogy a termőhely minőségét tekintve átlagosan a kocsányos tölgy számára „legkedvezőbb” a terület (ennél a legmagasabb a „jó” fatermőképességi csoportba sorolt állományok részaránya) (2. táblázat).

	Jó	Közepes	Gyenge	Összes
<b>Kocsányos tölgyes</b>	8885,0	8083,9	72,8	17041,7
<b>Nemesnyaras</b>	5000,0	7949,9	142,1	13092,0
<b>Hazai nyár</b>	434,7	-34,8	-1,4	398,5
<b>Átlag</b>				30532,2
<b>2012-re átszámított átlag</b>				31771,9

2. táblázat: A nagykorú mintaterület ártéri erdőállományának átlagos jövedelmezősége (Ft/ha/év)

A kocsányos tölgy legjobb fatermési osztályainál a minőségi fatermesztésben elérhető magas hozamokhoz magas véghasználati kor tartozik, vagyis ez csak a jelenlegi hazai erdőgazdálkodásban szokatlan, hosszú időtávra történő tőkebefektetés esetén realizálható. A mintaterületre kapott növekményadatok nagyságrendileg megegyeznek a Nagykorú környékére más modellezési munkák során kapott értékekkel (Kozma et al., 2012b). Az erdők faanyagtermelő szolgáltatásának számított monetáris értéke pedig közel azonosak a teljes nagytáj értékelésére alkalmazott (tölgy-nemesnyár átlagértéken alapuló) jövedelmezőséggel (Pinke et al. 2018).

Az árvízi kockázatsökkentés szolgáltatására kapott (átvett) hektáronkénti 100000 Ft-os nagyságrendű értékek hasonlóak más kutatók által közölt értékekhez, bár azok némileg más számításokkal, illetve más jellegű tározásra vonatkoztatják az eredményeiket. A Derts (2012) által közölt 615000 Ft/ha-os érték mélyártéri tározásra vonatkozik, míg Pinke (2012) 530500 Ft/ha-os eredménye az árvízi víztöbblet belvizes területeken való tárolásának árvízvédelmi beruházásokat kiváltó, költségsökkentő hatása alakult ki.

A belvízveszélyeztetettséggel kapcsolatos számításaim eredményei a nagykorú mintaterületen 10% fölötti átlagos belvízkárt mutatnak a különböző tájhasználatoknál a termés (és a jövedelem) százalékában (3. táblázat).

	Szántók	Gyepek	Erdő	Gyümölcsös
<b>Belvízi elöntés gyakorisága</b>	14,3%	12,3%	3,9%	13,9%
<b>Ellátó szolgáltatás értéke (Ft/ha/év)</b>	15065	6138	31 772	44 809
<b>Átlagos belvízi kockázat (Ft/ha/év)</b>	-2 154	-755	-1 245	-6 228

3. táblázat: A különböző területhasználatok belvízveszélyeztetettsége

Más hazai vizsgálatok (Pinke 2012) szerint a belvíz- ill. aszály miatti termés kiesés az öt veszélyeztetett alföldi megyében öt választott növényre átlagosan 33-43% közötti volt a bázisidőszak megválasztásától függően (vagyis hogy a teljes átlag vagy a „jó évek” átlaga a viszonyítási alap). Pálfi Imre több évtizedes belvízi elöntési és aszályindex-adatsorai (Pálfi 2006a, 2006b), valamint az utóbbi évek gazdasági kárszámításai alapján a sokéves átlagos aszálykár kb. 2,5-szerese a sokéves átlagos belvízkárnak. Ez alapján, a fenti összevont termés kiesés kb. 1/4-ét tekintve, a 10% körüli átlagos belvízkár nagyságrendileg jó becslésnek tűnik. Az alkalmazott módszertan esetleges későbbi, más területeken való használatakor szükséges lehet a fenti munka (Pinke 2012), illetve a hivatkozott terméseredmény-adatsorok

alapján további validálás (ezt az adatok megyei bontása viszonylag nagy pontossággal tenné lehetővé).

Végül, a fentiek alapján az alábbiakban (4. táblázat) bemutatom a különböző ökoszisztéma-szolgáltatások felszínborítás-alapú gazdasági értékét a nagykorú mintaterületre vonatkozóan. A jelenlegi területhasználatból származó gazdasági értékek meghatározásához figyelembe vettem a terület belvíz-veszélyeztetettségének mértékét is. A jövőbeli tájstruktúra jellemzője, hogy követi a vízgazdálkodási sajátosságokat, így a tervezett tájhasznosítás értékeinek meghatározásához nem volt szükség a belvíz-veszélyeztetettségéből adódó értékcsökkentésre.

Az értékelőmátrixban látható, hogy különböző felszínborítási formák jelentős különbségeket mutatnak az ellátó szolgáltatás értéke, a belvíz-veszélyeztetettségi kockázat és az árvízi kockázatsökkentő funkció szempontjából is. Az ellátó szolgáltatás értéke a vizes élőhelyek esetében adódott a legmagasabbnak egységnyi területen, míg a gyepek esetében a legalacsonyabbnak.

	<b>Ellátó szolgáltatás (1000 Ft/ha/év)</b>	<b>Belvíz- veszélyeztetettség (1000 Ft/ha/év)</b>	<b>Árvízi kockázat csökkentése (1000 Ft/ha/év)</b>
<b>Erdő</b>	31	-1	135
<b>Szántó</b>	15	-2	50
<b>Gyep</b>	6	-1	101
<b>Vizes élőhely</b>	113	0	87
<b>Gyümölcsös</b>	45	-6	50

4 táblázat: A felszínborítási formák értékelőmátrixa

Az árvízi kockázatsökkentő szolgáltatás tájhasználati típusok szerinti megoszlása az alkalmazott módszertanból következik, vagyis a tájgazdálkodásban előtérbe helyezett hasznosítási formák (erdők, vizes élőhelyek, gyepek) magasabb értékeit mutatja. Az egyes haszonvételi formák így megkülönböztetett értéke a direkt földhasználati tervezésben, agrártámogatások célterületeinek és mértékének előkészítésében nem alkalmazható (azért is, mert a különböző ártéri szinteken általában nem csak egy hasznosítási forma elfogadható), de a kívánatos földhasználati szerkezet megállapítását nagyban segítheti.

Fontos szempont az árvízi kockázatsökkentés ellentételezésének tervezéséhez, hogy a jelenlegi hazai birtokszerkezetből adódóan ezt a szolgáltatást csak sok földtulajdonos (földhasználó) összehangolt földhasználati döntésével lehet biztosítani, ami a jelenlegi agrártámogatási intézményrendszer számára eddig ismeretlen döntéselőkészítési módszereket igényel (Lefebvre et al. 2014). Ez lehet egy bizonyos, az állam által felajánlott meghatározott összegű éves kifizetés (meghatározott nagyságú területre), vagy a keresletre (tározandó vízmennyiség) a különböző területhasználók által adott ajánlatok alapján kialakuló földhasználati struktúra és támogatások (Ungvári 2011).

A jelenlegi területhasználatot a szántók kiemelkedően nagy aránya jellemzi, így összességében ez a felszínborítási forma járul hozzá legnagyobb mértékben a terület értékteremtő képességéhez is. Az akkori tervek szerinti jövőbeni tájgazdálkodás megvalósulásával a vizsgált tájhasznosítási formák közül a területarány növekedésének megfelelően az erdők és a vizes élőhelyek adnák majd az ökoszisztéma-szolgáltatások értékének legnagyobb részét a mintaterületen. Ezek ráadásul a fent bemutatottak szerint egy

integráltabb ökoszisztémaszolgáltatás-értékelőrendszerben a jelenlegi piaci hasznuknál sokkal nagyobb értékeket hordozhatnak. Így a mintaterületen (és több hasonló mélyártéri területen) a tájgazdálkodás esetén megvalósuló felszínborítási mintázat gazdasági értéke többszöröse is lehet a mai tájhasznosításból származó összértéknek.

A bemutatott eredmények felhasználhatósága tekintetében külön érdemes figyelembe venni az ökoszisztéma (felszínborítási) típusokra meghatározott szolgáltatásértékeket, illetve magát az értékelési megközelítést és szűkebben, az egyes szolgáltatásokra kidolgozott értékelési módszereket. Az élelmiszertermelés szolgáltatása esetében a számított értékek a fentiekben bemutatottak szerint alapvetően megfelelnek az adott ágazatok jövedelmezőségének, körülbelüli piaci helyzetének. Ugyanakkor az országos átlagértékek használata jelentős terméshozambeli különbségeket fedhet el, és egyes esetekben különösen nehéz egy ágazaton belül a legmegfelelőbb adatsorok vagy eredmények kiválasztása. A különbségek ellenére elmondható, hogy mindegyik ágazatban érvényes a jövedelmezőség, vagyis a szolgáltatások értékének jelentős, éves változékonysága, amit az átlagolás is csak korlátozott mértékben képes kezelni. Az itt bemutatott értékek a közvetlen döntéselőkészítésben, lokális léptékű munkákban vagy kifizetési rendszerekben csak korlátozott mértékben használhatók. Az üzemi szintű adatgyűjtésen, és vetésterületi adatokon alapuló költség- és jövedelemelemzések a nagyobb területi egységekre vonatkozó áttekintő jellegű munkákban, illetve a szolgáltatás monetáris értékének nagyságrendi becsléséhez, más szolgáltatások értékének ezzel való összehasonlításához (ami ennek a munkának is fő célja volt), alapvetően alkalmas. Az erdészeti jövedelmezőség értékei a nagy hagyományokkal rendelkező, magas színvonalú hazai erdőtervezés és -nyilvántartás adatain, valamint a széleskörű tapasztalatokra épülő modellek eredményein alapulnak. Így mind az értékeket, mind magát a módszert, az üzemtervi adatokon és a fatermesztési ökonómiai modelleken alapuló számítást viszonylag megbízhatónak ítélem. A belvízi kockázatra kidolgozott térinformatikai alapú eljárás a más, hasonló célú munkák eredményeivel való összevetés alapján is alkalmazható lehet ilyen célú elemzésekben. Ugyanakkor a belvízveszélyeztetett területek kiterjedése, megoszlása, és az egyes felszínborítási vagy tájhasználati típusok veszélyeztetettsége is pontosabban megállapítható helyi szintű adatok és helyi szereplők ismereteinek bevonásával. Az egyes területtípusok árvízveszélyeztetettségének mértéke ugyancsak pontosabban megállapítható lehet a rendelkezésre álló árvízi előtési modellek nyers adatainak felhasználhatósága, azokkal való kombinálás esetén.

Összefoglalóan, az eredmények alapján véleményem szerint a gazdasági értékelésen alapuló, felszínborítási típusokhoz kötött értékelőmátrix alkalmazható módszer az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére, akár több térbeli léptékben is. Az általam bemutatott értékelési módszer a választott szolgáltatásokra az említett szempontokkal vagy módosításokkal alkalmazható (Kiss et al. 2013). Az alkalmazott eljárást, a mátrixot ill. annak megalkotási módszerét azonban mindig az adott vizsgálat és szolgáltatások szempontjai, térbeli léptéke és a rendelkezésre álló adatok szerint kell megállapítani. Az értékelőmátrixoknak, a szolgáltatások pénzbeli értékeinek más területekre való korlátozott átvihetőségét más tanulmányokban is megállapították. Plummer (2009) és Eigenbrod et al. (2010) három fő típusba sorolták az ilyen egyszerű haszonátvitellel járó, ún. generalizálási hibákat. Az egyenletességi hiba (uniformity error) alatt azt értették, hogy a haszon átvitelen alapuló térképezési munkák téves alapfeltevése az, hogy egy ökoszisztéma szolgáltatás értéke teljesen azonos egy felszínborítási típus különböző előfordulásain. Az ún. mintázási hiba azt jelenti, hogy az egyes felszínborítási típusok értékeinek meghatározását célzó mintaterületek nem

feltétlenül reprezentatívak az adott típusra, ugyanis a mintavételi helyek száma, valamint esetenként maguknak a mintáknak a száma is túl kevés. Végül, komoly hibaforrás lehet a regionalizálási hiba is, ami az értékek meghatározását szolgáló mintaterületek nem elegendő, reprezentativitást nem biztosító nagyságát jelenti. Eigenbrod és munkatársai (2010) primer adatfelvételen és számításokon alapuló értékekkel vetették össze különböző területekre haszon átvitelével kapott értékeket. A kapott komoly eltérések felhívják figyelmet a módszer körültekintő használatának fontosságára. Plummer (2009) a haszon függvény átvitel módszerét javasolja. Ennek lényege, hogy meghatározzák, hogy a fizetési hajlandóságok (amin az ökoszisztéma-szolgáltatások értékei sokszor alapulnak) milyen természeti tényezők ill. a lakosság társadalmi-gazdasági jellemzői mellett álltak elő (vagyis ezek hogy határozzák meg a fizetési hajlandóságot). Ezekbe a másik terület(ek) ezen jellemzőit behelyettesítve meghatározhatók az adott területen várható fizetési hajlandóságok. Ha sok, változatos jellemzőkkel bíró mintán alapulnak ezek a függvények, az az alkalmazást megbízhatóbbá, pontosabbá teszi. Az általam kidolgozott módszer alkalmazása is mindenképp igényli a megfelelő térbeli felbontású, és lehetőleg az adott vizsgálati területet leíró adatok használatát, az értékeket jelentősen befolyásoló tényezők minél nagyobb körére.

A mátrix-megközelítést általában értékelve megállapítható, hogy a több szolgáltatást figyelembe vevő, területi alapú értékelések egyik legfontosabb, jól alkalmazható módszere. Magába foglalja az értékeket, az adott szakterület specifikus módszereivel, terepi adatfelvétellel vagy összetettebb (Tier 3 szintű) modellekkel meghatározó munkákat is (Nedkov és Burkhard 2012). Fontos ugyanakkor, hogy körültekintően kerüljenek megállapításra a mátrix értékei, akár szakértői tudáson, akár gazdasági értékeken alapuló esetről van szó. Ez különösen fontos akkor, ha nagyobb (és jelentősen eltérő földrajzi jellemzőkkel bíró) területre van kitérve a mátrix alkalmazása. A térképi alap (ökoszisztéma-térkép) ill. annak kategóriáinak megválasztásakor törekedni kell arra, hogy a lehető legjobban elkerüljük a területfüggő, térbeli és időbeli heterogenitás elfedését. Törekedni kell a szakértői és tájhasználói tudásban levő szubjektív tényezők hatásának szűkítésére is (Jacobs et al. 2015).

## **5.2. A tájhasználati intenzitás hatásának értékelése klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatások példáján**

A területhasználati intenzitás kérdése a megfelelő, fenntartható tájhasználat kialakításában lényegében minden hazai tájtípusban központi problémát jelent, a tájhasználati konfliktusok egyik fő tényezője. A rövid távú gazdasági jóvedelmezőség általában intenzívebb hasznosítási formát követel meg a táj eltartóképességének megfelelő mértéknél. A tájhasznosítás során felmerülő különböző érdekek az általuk kiaknázott ökoszisztéma-szolgáltatásokon keresztül jelennek meg, a tájhasználati konfliktusok pedig az azok közötti átváltásokban is megfogalmazhatók (Harmácková és Vačkář 2015, Kovács et al. 2015b). A szolgáltatások biztosításában elsődleges fontosságú fogalom az azokat biztosító ökológiai egység (Service Providing Unit – Luck et al. 2003). Ez alatt elsősorban a szolgáltatások létrejötte, fennmaradása szempontjából kulcsfontosságú növény- vagy állatfajok populációit értették, de a terminus kiterjeszthető a térbeli elemzésekre is (Syrbe és Walz 2012). Ebben az esetben a szolgáltatásokat biztosító ökoszisztémák jelenthetik ezeket az alapegységeket, amiket a földrajzi, környezeti elemzésekben a felszínborítási vagy tájhasználati típussal azonosíthatunk. Ugyanakkor számos kutatás rámutatott az utóbbi években, hogy a tájhasználati intenzitás a felszínborítási vagy területhasználati forma alapvető jellege mellett, attól jól



elkülöníthetően vizsgálható, indikátorokkal jellemezhető és térbeli elemzésekben is feldolgozható (van Oudenhoven et al. 2012, Petz et al. 2014). Több elemzés rámutatott arra, hogy a szabályozó és kulturális szolgáltatások fenntartása, hatékonyabb biztosítása extenzívebb tájhasználati formákra jellemző (Kovács-Hostyánszki et al. 2016, Petz és van Oudenhoven 2012, Xu et al. 2016). Ez értelemszerűen összefüggésben van azzal, hogy az extenzívebb hasznosítás kedvez a biodiverzitás fenntartásának. Bár a tájhasználati intenzitás hatása a kaszkádnak mindegyik szintjén érvényesülhet gyakorlatilag (az állapot-, funkció- és szolgáltatás-indikátorok értékének befolyásolásán keresztül – van Oudenhoven et al. 2012), a természetvédelmi állapot meghatározása miatt az ökoszisztéma-állapot egyik fő befolyásoló tényezőjének tekinthetjük.

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz és a tájhasználati intenzitáshoz erősen kapcsolódik a **biodiverzitás** szerepe, jelentősége a szolgáltatások biztosításában. Stabil, jó állapotú, diverz ökológiai rendszerek szükségesek ahhoz, hogy az emberi jóllét különböző tényezőit szolgáló nagy számú szolgáltatást biztosítsák. A biodiverzitás napjainkban globális léptékben zajló csökkenése az ökoszisztéma funkciók és szolgáltatások csökkenését vonhatja maga után (Isbell et al. 2011). Bizonyos szolgáltatások kifejezetten egy-egy élőlényhez vagy élőlénycsoportokhoz kötődhetnek (pl. sajátos esztétikai, idegenforgalmi értékkel rendelkező növény- vagy állatfajok). De pl. a primer produkcióval összefüggő szolgáltatások esetében is egyszerűen belátható ez az összefüggés (állattartással hasznosított gyepek hozamát jelentősen növelheti a faji sokféleség – Finn et al. 2013). Ugyanakkor a fajszám növekedése - mint mutató - önmagában nem minden esetben értelmezhető az ökoszisztéma-szolgáltatásokat növelő tényezőként, illetve ez az összefüggés nehezen mutatható ki.

Nem hagyható figyelmen kívül, hogy a módszertan integrált jellegéből adódóan, a szolgáltatásokat különböző természeti folyamatok hozzák létre, és így azok az emberi jóllét különböző tényezőihez kapcsolódnak. A szolgáltatásokat biztosító ökológiai- és területi egységek igen különbözőek lehetnek. Ugyanakkor, az ökoszisztémák szerkezeti jellemzői és állapota, valamint a szolgáltatások közötti összetett-, többlépcsős összefüggésrendszer is hozzájárul ahhoz, hogy az ökoszisztémák állapota, a faji és élőhelyi sokféleség és a szolgáltatások közötti kapcsolatrendszer nagyon összetett.

A kaszkádmódel alkalmazásának előnye többek között ebben, a faji vagy élőhelyi sokféleség szerepének vizsgálatában is megmutatkozik: az ökoszisztéma-állapot, funkciók és szolgáltatások pontos elkülönítése lehetővé teszi, hogy a faji vagy élőhelyi sokféleség helyét, szerepét tisztázzuk az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításának folyamatában. Például halpopulációk esetében a biodiverzitás a produktivitásra lehet hatással, ami a kaszkád alsóbb szintjein értelmezhető. A biodiverzitás hatása ezen keresztül érvényesül a végső szolgáltatásra (étkezési célú hal), valamint az adott szolgáltatáshoz kötődő haszonra (megfelelő minőségű és mennyiségű táplálék) (Balvanera et al. 2016). Vagyis a biodiverzitás közvetlenül általában nem jelenik meg a módszertan szempontjából központi szerepű ökoszisztéma-szolgáltatások és hasznok szintjén, de az azokat meghatározó ökológiai folyamatok, funkciók létrejöttében gyakran kulcsszerepet játszik. Az erdőgazdálkodás esetében több vizsgálatban is rámutattak, hogy a kezelési intenzitás csökkentése a szolgáltatások szélesebb körének egyidejű biztosítása, valamint specifikusan bizonyos szolgáltatások mennyisége szempontjából általában kedvező hatású (Nunery és Keeton 2010, Nijnik et al. 2014).

A szolgáltatások eltérő jellege, az azokat létrehozó ökológiai folyamatok területi különbségei, a tájhasználati formák és intenzitás változatossága megkívánja a több mintaterületről származó, egyedi vizsgálatokat. Dolgozatomban ez utóbbi problémakörhöz

kapcsolódva, a tájhasználati intenzitás, és az ebből következő biodiverzitás és természetvédelmi állapot összefüggéseit vizsgáltam három jellegzetes hazai tájtypusban, különös tekintettel a területhasználatra.

### ***5.2.1. Erdőrezervátumok és különböző kezelési intenzitású erdők szénforgalmi folyamatai***

Az erdők, több terület zárótársulásaként kiemelt szerepet töltenek be Magyarország vegetációjában. Hegyvidéki tájtypusaink jelentős részében uralkodó felszínborítási típusként a tájhasználatban, és azok gazdaságában is fontos szerepet töltenek be. Ezzel párhuzamosan a természetes erdőtársulások megőrzése, a folyamatos erdőborítás fenntartása a természetvédelemnek is fontos célkitűzése ezeken a területeken. A fenti célok megvalósítása és a szolgáltatási potenciálok összehangolt biztosítása a megfelelő erdőhasználati intenzitás kérdéseit veti fel. Erdők esetében a használati intenzitáshoz kapcsolódó kérdések pl. egy adott termőhelyen alkalmazható fajok közül való választás, a vágásforduló hossza és a talajbolygatás mértéke. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése ezekben a kérdésekben is segítheti a tájhasználati döntéselőkészítést. A területhasználat tervezésének célja megfogalmazható úgy is, hogy a terület által potenciálisan biztosított szolgáltatások lehető legnagyobb részének fenntartható biztosítása a cél. Így azoknak az összefüggéseknek az ismerete, hogy a különböző kezelési intenzitások az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítására milyen hatással vannak, jelentősen segítheti ezt az optimalizálási munkát.

Az erdők egyik legfontosabb és legáltalánosabban ismert ökoszisztéma szolgáltatása a **széndioxid-megkötés, globális éghajlatszabályozás** néven is szerepel a különböző kategóriarendszerekben és vizsgálatokban. Az erdők klímaadaptációs jelentősége általánosan ismert tény (Keskitalo 2011). Jelentősége az erdészethez, fatermesztéshez kapcsolódó egyes tényezők ill. tevékenységek szempontjából az elmúlt évtizedek célzott kutatásainak eredményeként egyre jobban tisztázódott. Ennek egyik következménye lehet a változó klimatikus feltételekhez alkalmazkodó fafajok választása, azok genetikai állományának megőrzése. Az erdők nagyobb faji és szerkezeti sokfélesége a természetes károsító tényezőkkel (betegségek, szélsőséges időjárási események) szembeni ellenállóképességet növelik. Más szempontból, az energetika oldaláról is ismert az erdők jelentősége, ugyanis a fa fosszilis energiahordozókat kiváltó megújuló energiaforrásnak tekinthető. Európában jelenleg a megújuló energia használata elsősorban ezen a forráson alapszik. Ugyanakkor az utóbbi évtizedekben előtérbe került az erdőknek az üvegházhatású széndioxidot megkötő és tároló szerepének vizsgálata. A vonatkozó nemzetközi szakpolitikai folyamatokban is egyre fontosabbá válik ennek a szerepnek az értékelése. Az erdőtelepítés - egyes, a Kyoto-i folyamathoz köthető mechanizmusokban - a kibocsátás-csökkentést kiváltó eszközként szerepel. A „klímaerdő-telepítéshez” kapcsolódóan egyre több figyelmet kapnak a gyors növekedésű fajokkal kapcsolatos kutatások (Yiping et al. 2010). Ugyanakkor az ilyen jellegű erdők általában homogén fajösszetételű, egykorú állományok. Felmerül az igény, hogy a különböző területek természetes vagy természetközeli állapotú erdőinek releváns kapacitásairól is álljanak rendelkezésre megfelelő adatok, ill. lehetővé váljon a különböző telepítési szcenáriók értékelése. Korábbi vizsgálatok szerint az emberi beavatkozástól mentes vagy természetyszerűen kezelt, heterogén faj- és korösszetételű erdők jelentősebb szerepűek a széndioxid-megkötésben, mint a kevés fajtából álló, rövid vágásfordulóval kezelt gazdasági erdők (Luyssaert et al. 2008, Nunery és Keeton 2010). Ehhez kapcsolódóan, az erdők széntárolási kapacitásával kapcsolatos kutatásokban fontos szerepet kaptak az egyes fajok

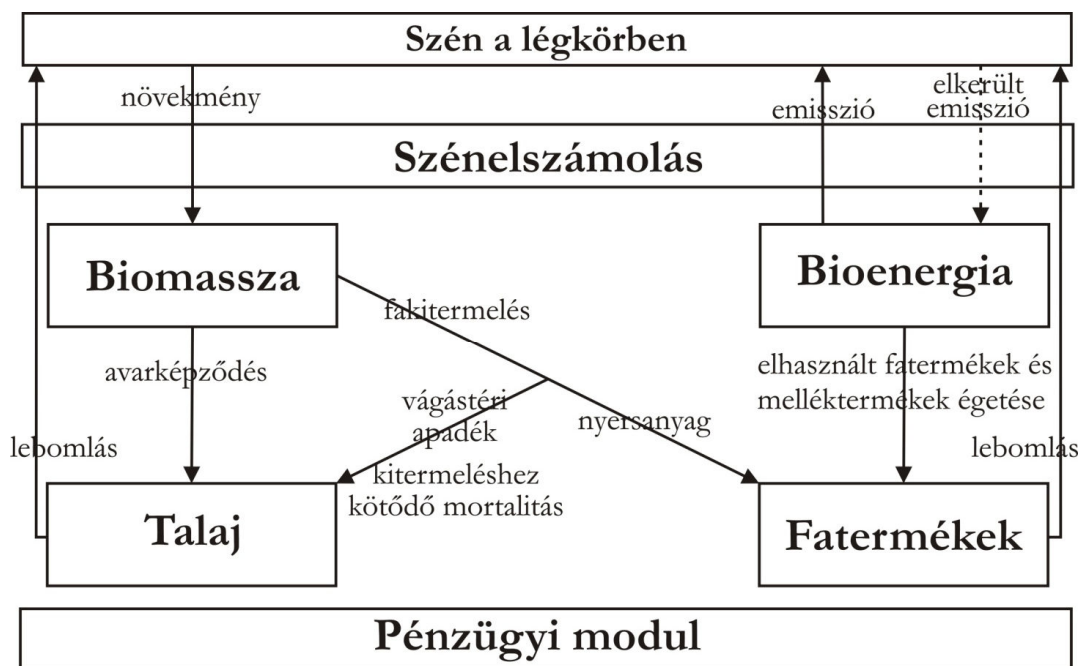
összehasonlító vizsgálatai, a térképezési és műholdas adatokon alapuló értékelések, és legújabban a szcenárió-vizsgálatok is (Jenkins et al. 2003, Asner et al. 2010, Bradford 2011). A fenti előzményekre építve, célom volt annak vizsgálata, hogy hazai bolygatatlan, természetközeli állapotú erdők, valamint a különböző használati intenzitású kezelt erdők milyen potenciállal rendelkeznek szénmegkötés szempontjából. A döntéselőkészítésben való jobb alkalmazhatóság érdekében a vizsgálatok egy részében ezt az intenzíven kezelt erdőkkel való összehasonlításban végeztem.

#### 5.2.1.1 Vizsgálati módszerek

Az erdők szénmegkötése jól nyomon követhető a képződött **biomassza mennyiségének növekedésében**, ezért az annak leírására az erdőszet által alkotott egyenletek, függvények segítségével a tárolt szén mennyisége is jól megadható. Ezt felhasználva, az ezzel kapcsolatos számításokhoz már több célzott modell is készült (Nabuurs et al. 2002; Somogyi 2003; Finkral és Evans 2008; Heath et al. 2010). Ezek a biomasszaképződés, majd a szervesanyagok lebomlásának folyamatát a befolyásoló tényezők és részfolyamatok túlnyomó részének figyelembevételével, pontos paraméterezéssel képesek megadni. Ezért az ökoszisztémaszolgáltatás-modellek besorolása szerinti Tier 3 szintű modellnek tekinthetők. Ezeknek az eszközöknek a többsége ugyanakkor elsősorban homogén, vagy kevés fajból álló erdőállományok modellezésére készült, mivel elsődleges céljuk a kyotoi célokhoz kapcsolódó, vagy más célzott klímaerdő-telepítési projektek értékelése, amelyek értelemszerűen ilyen célállományok kialakításával zajlanak. Ezzel szemben, a korábban említettek szerint, a hazai tájökológiai problémák, tájhasználati konfliktusok jelentős része ahhoz a kérdéshez kapcsolódik (vagy éppen az a fő kérdése), hogy a természetes-természetközeli ökoszisztémák fenntartása jár-e különböző járulékos hasznokkal (ökoszisztéma-szolgáltatásokkal), ami védelmüket, vagy a kevésbé intenzív használatformákat indokolhatja. Ez az erdők esetében a kisebb intenzitású erdőhasználati módok, a természetközeli erdőgazdálkodás elemeinek vizsgálatát jelenti, ami éppen a faj- és korösszetételben diverz erdők értékelését teszi szükségessé. Emiatt döntöttem egy olyan modell használata mellett, amely viszonylag szabadon paraméterezhető és az eredmények egyszerűen kezelhetők. Ez esetben lehetséges a nagyon eltérő növekedési sajátosságokkal rendelkező fajok szénforgalmi folyamatainak modellezése, majd ezekből erdőtípusokra vonatkozó integrált következtetések levonása. (A különböző erdő-szénforgalmi modellek struktúrája nagyon eltérő lehet, és nem feltétlenül tudják kezelni a különböző területek termőhelyi viszonyait, valamint a fafajok növekedési sajátosságait leíró paraméterek mindegyikét.)

Az általam használt **CO2Fix 3.2. modellt** a Wageningeni Egyetemen fejlesztették (Maser et al. 2003; Schelhaas et al. 2004), amely felépítésében, összetettségében megfelel a céloknak és a fent említett kereteknek. A modell moduláris felépítésű, ennek oka elsősorban az, hogy az erdők szénforgalmi folyamatai jól elkülönülő térbeli és folyamat-egységekbe sorolhatók. Az erdőket és a faipart is magukba foglaló rendszereken belül az alapegységeket az ún. szénraktárak (tárolók) jelentik. A legfontosabbak kezelt erdőkben a biomassza, a talaj és a fatermékek, mivel ezek széntartalmát egyes folyamatok növelik, mások csökkentik. A széndioxid megkötése a fotoszintézis során a biomassza-növekményben jelenik meg. Ezzel ellentétesen hat azonban (vagyis széndioxid-felszabadulást eredményez) a különböző okok miatt bekövetkező gyérülés (mortalitás). Tovább csökkenti az egyenleget a kitermelt faanyag egy részének elégetése. E folyamatok eredőjeként meghatározható az egész rendszer

széntartalmának változása; mivel az erdő egy nyitott rendszer, képes a szénmegkötésre, de a kibocsátásra is (Somogyi 2003). A CO2Fix program összesen hat modulból áll, ezek a biomassza, a talaj, a termékek, a bioenergia, a pénzügyi és a szénelszámolás modul (5. ábra).



5. ábra: A CO2Fix modell vázlatos felépítése és működése

A biomassza modul számítja ki a (földfeletti és földalatti) biomasszában tárolódó szén mennyiségét, ez a modul van kapcsolatban a talajjal és a fatermékekkel. A program a mortalitás két fajtáját különbözteti meg, az egyik a természetes mortalitás (pl. extrém időjárási események, vagy az állomány öngyérülése miatt), a másik az erdőművelés következtében bekövetkező gyérítés. A természetes mortalitás fiatal korban magas, közepes korú állományoknál általában alacsony, majd az idős állományokban ismét magas. Kezelt erdőknél meghatározott időpontokban eltávolításra kerül a biomassza egy része. A modell széles skálán mozgó parametrizálási lehetőségeit mutatja, hogy megadható a beavatkozás éve, a kitermelt fa mennyisége valamint az is, hogy a kitermelt faanyag milyen formában kerül hasznosításra (rönkfa, vágástéri hulladék stb.) (Cseh 2013).

A programba egy önálló, dinamikus talaj-szénmodell van beépítve (Yasso – Liski et al. 2005), melynek segítségével meghatározhatók a szervesanyag lebomlásának különböző mutatói és a talajban található szén mennyisége. A modul három avar típust és öt bomlásterméket különít el. A levelekből és a kisebb gyökerekből, az ágakból és a vastagabb gyökerekből, valamint a fatörzsből keletkező avar egy bizonyos idő után elbomlik, és a talajba kerül. A lebontó folyamatok eredményeként kerül vissza a levegőbe a megkötött szén egy része (Schelhaas et al., 2004). A biomassza széntartalmának számítása az alábbi egyenletben foglalható össze:

$$Cb_{it+1} = Cb_{it} + Kc [Gb_{it} - Ms_{it} - T_{it} - H_{it} - Ml_{it}] \text{ (tonna } Cha^{-1}\text{), ahol:}$$

$Cb_{it}$ ,  $Cb_{it+1}$ : az „i” állományrész biomasszájának széntartalma „t” ill. eggyel későbbi időpontban

$Kc$ : biomassza széntartalma (arányszám)

G<sub>it</sub>: biomassa-növekmény

M<sub>it</sub>: természetes mortalitás

T<sub>it</sub>: kicserélődési arány

H<sub>it</sub>: kitermelt fa mennyisége

M<sub>lit</sub>: fakitermelés hatására történő gyérülés

A fatermék modulban lehet megadni, hogy a kitermelt famennyiség milyen arányban kerül hasznosításra (fűrészáru, papírfá, tűzifa stb.). A modell exponenciális elhasználódási idővel számol, illetve meg lehet adni a feldolgozási és újrahasznosítási hatékonyságot is. A fatermékeket élettartamuk végén újrahasznosítják, hulladéklerakóba kerülhet, vagy elégethetik. Az utóbbi két esetben a fákban tárolt szén visszakerül a légkörbe.

A bioenergia modul számolja ki, hogy milyen hatása van a fosszilis tüzelőanyagok biomasszával való helyettesítésének (elkerült emisszió). Figyelembe veszi a modell az évente keletkező tűzifa mennyiségét, a fosszilis tüzelőanyagok és a biomassa energiatartalmát, valamint a rendelkezésre álló technológiák hatékonyságát és emisszióját. A bioenergia modul a biomassa és a termékek modul eredményeit használja fel (Schelhaas et al., 2004).

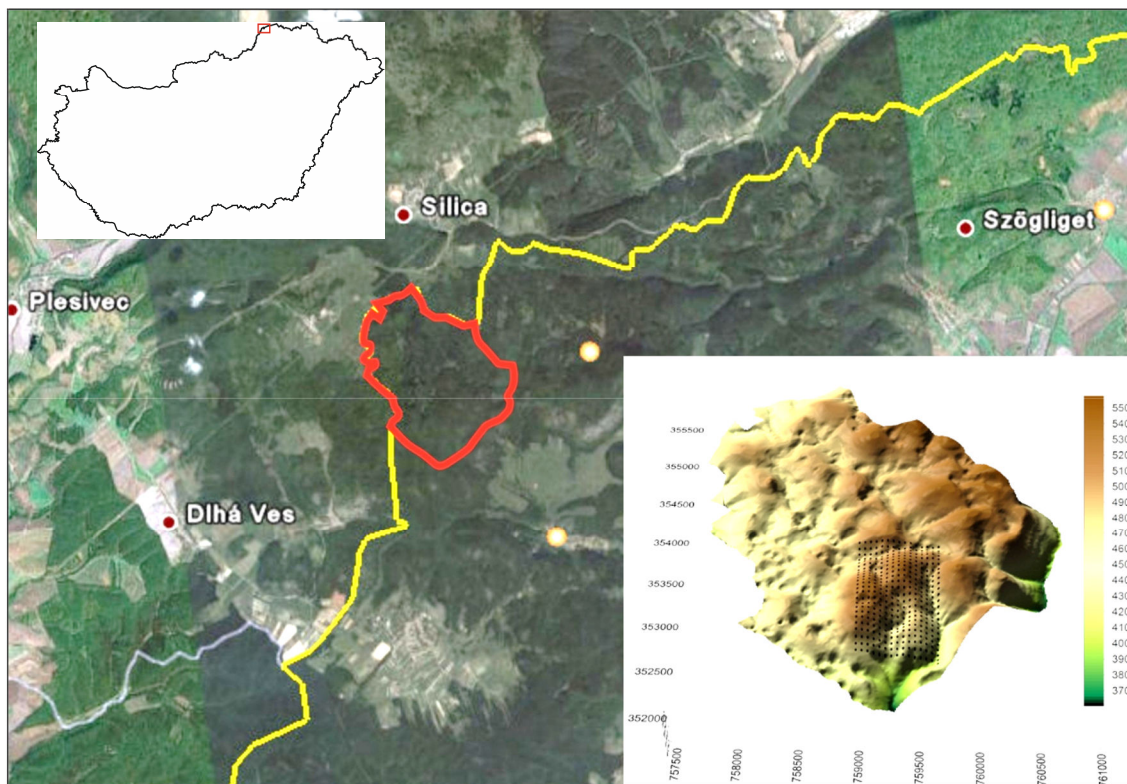
A pénzügyi modul számítja ki a diszkontált kiadásokat és bevételeket. A szénelszámolás modulban a modellezés (erdősítés) kezdete óta megkötött szén-dioxid kibocsátási kvóta értékeit számítja ki, vagyis, hogy mennyi CO<sub>2</sub>-kibocsátási egység értékesíthető (megadható, hogy a Kyoto-i Jegyzőkönyv mely mechanizmusával kapcsolatosak az aktuális modellszámítások). Ebben a vizsgálati részben a fő cél az ökológiai folyamatok, a szénmegkötés összehasonlító vizsgálata volt a különböző állományokban, a monetáris értékelés nem volt cél. Ezért a pénzügyi és a szénelszámolás modult nem alkalmaztam a saját vizsgálataim során.

#### 5.2.1.2 Mintaterület, a vizsgált állományok

A használati intenzitás erdők szénforgalmára való hatásának vizsgálatához olyan erdők és erdőrészek kiválasztása és modellezése volt szükséges, ahol (az abiotikus háttérfeltételek egységessége érdekében) viszonylag kis területen ugyanazon fajok (vagy ugyanazok az elegyes erdők) több, különböző kezelés alatt álló típusai találhatók. Céljaim között szerepelt a természetes vagy közel természetes állapotú erdők vizsgálata is, ezt a hazai ilyen erdők megőrzését és kutatását célzó erdőrezervátum-hálózat részei tették lehetővé.

A természetközeli, bolygatatlan állapotú erdők vizsgálatát az Aggteleki-karszton található **Haragistya-Lófej Erdőrezervátum** területén végeztem. A magyarországi erdőrezervátum-hálózat létrehozása az 1990-es években kezdődött. A program az MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézetének koordinálásával, a természetvédelemért felelős minisztérium (jelenleg a Földművelésügyi Minisztérium) fennhatósága alatt zajlik. Célja az erdők természetes életének, változatos szerkezetének, hosszú távú folyamatainak, és gazdag élővilágának megismerése, a Magyarország tájait és jellemző erdőtársulásait képviselő erdőállományok – európai rendszerbe illeszkedő – országos hálózatának kialakítása és megőrzése, valamint az ismeretek bemutatása és közvetítése a természetvédelem, az erdőgazdálkodás és a természeti értékeink iránt fogékony társadalmi csoportok felé (ER 2017). A hazai hálózat jelenleg 63 erdőrezervátumot tartalmaz. Ezek egyike a 2000-ben, hazánk egyik legfontosabb karsztterületén létrehozott Haragistya-Lófej Erdőrezervátum (de a terület jó része már több évtized óta erdészeti kezeléstől mentes). A terület egy 400-600 m-es tengerszint feletti magasságon található karsztfennsík része az Aggteleki Nemzeti Park területén, ahol a rendkívül változatos mikrodomborzat az

erdőtípusoknak is nagy változatosságát eredményezi. Ez utóbbi tény egyrészt megnehezítette a számításokat, mivel az általunk alkalmazott modell is homogén erdőállományoknál alkalmazható leginkább, másrészt viszont így egy kis területről viszonylag sok, igen különböző jellegű erdőről nyerhettem információkat. A területen évek óta folynak erdődinamikai, erdőökológiai vizsgálatok, melynek keretében részletes faállomány-szerkezeti és termőhelyi felmérések zajlottak (Tanács 2011). A mintaterület elhelyezkedése a 2. térképen látható.



2. térkép: A Haragistya-Lófej Erdőrezervátum és a faállomány-szerkezeti felméréssel érintett terület elhelyezkedése (Tanács E. ábrája nyomán)

Ezek során a szénmegkötés modellezésében jól használható adatsorok álltak elő (a fák faja és méreteik alapvető adatai). A CO2Fix programban az erdők paraméterezéséhez használható alapegységek az ún. állományrészek (cohort-ok), amelyek adott növekedési tulajdonságokkal, térfogattömeggel és más paraméterekkel rendelkező állományokat jelentenek. Célszerűen ezeket érdemes az állományalkotó fafajokkal azonosítani, azonban a mintaterületünk jó része fajösszetétel szempontjából rendkívül diverz. A főbb előforduló fa- és cserjefajok a következők: közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*), kocsánytalan tölgy (*Quercus robur*), molyhos tölgy (*Quercus pubescens*), húsos som (*Cornus mas*), közönséges bükk (*Fagus sylvatica*), mezei juhar (*Acer campestre*), barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*). A területen végzett vegetációtérképezés (Tanács et al. 2010) alapján az alábbi erdőtipusok különíthetők el: melegkedvelő tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, üde gyertyános-tölgyesek (ezen belül gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesek, tölgyeleges gyertyánosok, vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesek), üde bükkös erdők (ezen belül: gyertyánelegyes bükkösök, büккеlegyes gyertyánosok, vegyes-elegyes bükkösök, gyertyán nélküli bükkösök), bükkös-kocsánytalan tölgyesek, hársas sziklaerdők, kőrises sziklaerdők, rezgőnyarasok, nyíresek. Egy tölgyes és egy bükkös állományt láthatunk a 2. képen. A változatos állomány-



összetétel miatt az erdőrezervátum modellezésére, paraméterezésére azt a megoldást választottuk, hogy az erdőtípusokat három csoportra, **bükkösökre, üde gyertyános-tölgyesekre és száraz tölgyesekre** osztottuk. Ezek mindegyikéből három különböző korú (60-80 éves, 80-100 éves és 100-120 éves) sort vettünk figyelembe, így összesen **9 állományrészt** kaptunk.



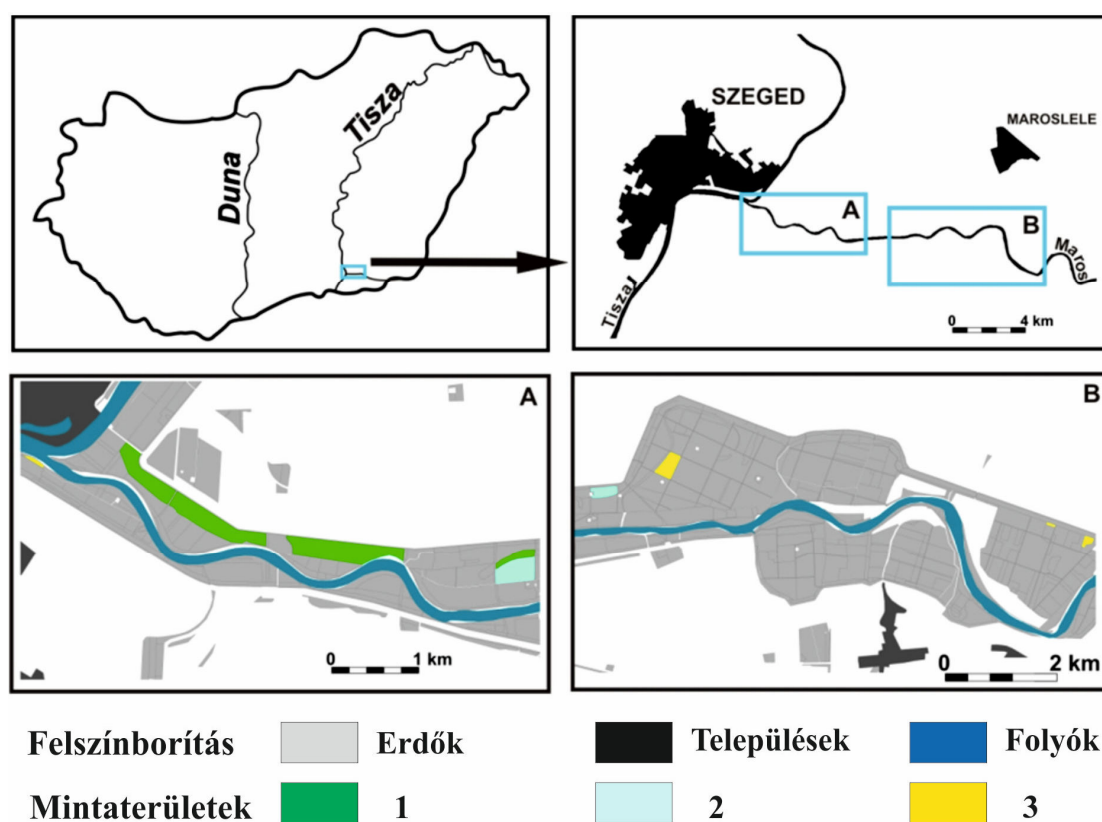
2. kép: Tölgyes (b) és bükkös (j) mintaállomány a Haragistya-Lófej Erdőrezervátumban (fotók: Tanács Eszter)

Az általunk kialakított állományrészeket több faj alkotja, melyek az egyes állományrészekben más-más fatermési osztály szerinti növekedéssel jellemezhetőek (ezt a termőhely határozza meg az erdőmérnöki gyakorlat szerint: az I-es fatermési osztály állományai növekednek a legjobban, a VI-os a leggyengébben). Így az egyes állományrészek biomassza-növekménnyel, és fasűrűséggel kapcsolatos értékei úgy álltak elő, hogy a faállomány-szerkezeti felmérés alapján meghatároztuk minden fafaj hektáronkénti tőszámát minden állományrészben, és az így kialakult arányokkal súlyozva vettük számításba az adott fafaj adott állományrészben jellemző növekedési értékét. A hektáronkénti növekedési értékeket fatermési táblák tartalmazzák, fafajonként és fatermési osztályonként (Sopp 1974, Bondor 1986a,b; Bondor 1987). Az egyes biomassza-kompartmentek relatív növekedésének meghatározásához az eddigieken kívül fatömegszámítási táblázatokat (Sopp és Kolozs 2000) is felhasználtunk: a fatermési táblákban található kor-méret adatsorokra függvényt illesztettünk, így az átmérő és famagasság alapján meghatározható vékonyfa-arányokból korhoz rendelt vékonyfa-arányokat állítottunk elő. Az állományrészek kölcsönhatásai miatti növekedés-módosulásokkal nem számoltunk, a korrekciós számok értékeit 1-nek vettük. A modell évi ciklusú szimulációt hajt végre a felhasználó által megadott időtávra. Ennek kezdő időpontját és hosszát úgy kellett megválasztanunk, hogy minden erdőtípus képviselve legyen a teljes vizsgált időtartamban, és lehetőség szerint vizsgálható legyen az előttünk álló időszak egy része is (predikció). Ezek alapján egy 1950 körül indított **70 éves szimuláció** mellett döntöttünk, melynek kezdő időpontjában létesültek a jelenlegi legfiatalabb erdők, és így a legidősebb erdők esetében sem haladtuk meg a fatermési táblák által maximálisan átfogott 100-120 évet (Kiss et al. 2011b).

A biomassza széntartalma általában tekinthető 50%-nak, de mivel már zajlottak Magyarországon erre vonatkozó kutatások az általunk vizsgált erdőtípusokban (Führer és Jogodics 2009), azok eredményeivel pontosíthattuk ezt az értéket. A kicserélődési arányokat külföldi vizsgálatok tapasztalatai alapján adtuk meg (Liski et al. 2006). A természetes mortalitás adatsorát (az egyes állományrészek különböző korára) a felmérések későbbi években

végrehajtott terepi ellenőrzései során tapasztaltak, illetve szakértői döntés alapján állítottuk fel. Mivel erdőrezervátumról van szó, a fakitermeléssel kapcsolatos mutatókat figyelmen kívül hagytuk.

A kezelt erdőket is tartalmazó, kezelési intenzitás szerint elkülöníthető erdők vizsgálatára egy ártéri tájat, a **Maros-hullámtér erdeit** választottam. Ennek a területnek egy jelentős részén karakterisztikus, jó állapotú természetközeli erdők találhatók, köztük a hivatalosan szintén 2000-ben nyilvántartásba vett Maros-hullámtér Erdőrezervátum. Ezek környezetében viszont nagy kiterjedésben vannak jelen a napjaink ártéri erdőgazdálkodásában gyakori intenzíven kezelt (sokszor idegenhonos fajokból) puhafás erdők, valamint különböző invazív fajok (amerikai kőris, zöld juhar, stb.) állományai. A terület részben az elsődlegesen a fakitermelésben érdekelt, területileg illetékes erdészeti igazgatóság, részben a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében van, továbbá az erdők jelentős része árvízvédelmi funkciókat is ellátó véderdő (3. térkép).



3. térkép: A vizsgált erdőállomány-csoportok elhelyezkedése a Maros-hullámtérben (1: természetközeli erdőállományok kezelés nélkül vagy kismértékű beavatkozással; 2: őshonos fajok vegyes kezelt állományai; 3: őshonos fajok homogén állományai, vagy idegenhonos fajok által alkotott erdőrészek)

A területen tehát megjelenhetnek a táj típusra jellemző területhasználati konfliktusok, melyek megoldását elősegítheti az elsődleges rendeltetéstől független, de nagy jelentőségű ökoszisztéma-szolgáltatás, a széndioxid-megkötés értékelése a különböző erdőtípusokban.

A vizsgált erdők Magyarország jelenleg érvényes kistájatkasztere (Dövényi 2010) szerint az Alsó-Tisza-vidékhez tartozó Marosszög kistáj részét képezik. A területen jellegzetes hullámtéri formakincs jellemző, ártéri szintekkel, elsősorban öntéstalajokkal. A korábbi



évszázadokban alapvetően a természetes-természetközeli ártéri élőhelymintázat volt jellemző. A folyószabályozások megkezdődésével nagyarányú erdőpusztítás indult meg, nagy területen létesültek szántók, legelők, a fűzeteket pedig botoló üzemmódban kezelték. Az erdők mai képe a XX. század második felétől alakult ki, amikortól fejlettebb technológiákkal, előbb termelőszövetkezetekben, állami gazdaságokban, majd jelentős részarányú magántulajdonban, üzemtervek alapján zajlik az erdők telepítése és kezelése.

A vizsgált erdők között tehát őshonos és nem őshonos fajok állományai egyaránt megtalálhatók, és része a területnek egy jelenleg kezelés alatt nem álló erdőrezervátum is. A főbb előforduló fafajok az alábbiak: kocsányos tölgy (*Quercus robur*), fehér nyár (*Populus alba*), fekete nyár (*P. nigra*), nemesnyár (*P. × euramericana*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia ssp. pannonica*), magas kőris (*F. excelsior*) és amerikai kőris (*F. pennsylvanica*), fehér fűz (*Salix alba*) és vénic szil (*Ulmus laevis*). Ezek mellett előfordul a fekete dió (*Juglans nigra*), a fehér eperfa (*Morus alba*), valamint helyenként a közönséges platán (*Platanus × hybrida*), és a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) is. A terület két jellegzetes erdőrészlete a 3. képen látható.



3. kép: Intenzíven kezelt (b) és rezervátumi (j) erdőrészlet a Maros-hullámtérben (fotók: Tanács Eszter)

Az erdők természetközeli állapotának, valamint a kezelési intenzitásnak az erdei szénforgalomra való hatásvizsgálatához megfelelő mintarészletek kiválasztására volt szükség. A fajösszetétel- és kezelésszerűségi különbségek mellett érdemes figyelembe venni az erdők korát is. Ezt az idősebb erdők szerepének vizsgálata, valamint általában véve az életciklus-szemléletű értékelés indokolta, ami fontos szempont a fák szénmegkötési potenciáljának kutatásában. Ennek megfelelően **az erdők típusa (fő fajai), kora és kezelési intenzitása szerint nyolc vizsgálati egységet** különítettem el (5. táblázat). Ezek a területek az erdők nyilvántartásának és kezelésének alapegységei, az erdőrészletek közül kerültek ki. (Erre azért volt szükség, mert a modellezéshez a vizsgálati egységek részletes paraméterezéséhez kell). Erre az erdészeti kezelési adatok használatával van csak lehetőség, amelyek az erdőrészletekre rendelkezésre állnak). Az erdőrezervátum részét képező mintaterületek adatai az SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszéke által koordinált részletes faállomány-szerkezeti felmérések adatain alapultak. A megfelelő erdőrészletek kiválasztása a területileg illetékes Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság szakembereinek ajánlásait is figyelembe véve, terepbejárások után történt.

Kor (év)	Természetesség és kezelési intenzitás		
	1	2	3
0-20		A Őshonos nyaras (fehér és fekete nyár)	B (1,2) <i>Populus x euramericana</i> nemesnyár ültetvény
20-50	C Fűz-nyár elegyes erdő (egy elhagyott meder körül)	D Hazai nyaras amerikai kőrisrel	E Kocsányos tölgyes amerikai kőrisrel
50-	F (1,2,3) Erdőrezervátum: -fűz- -nyár- - vénic szil által dominált áll.	G Partvédelmi erdő (fehér nyár, vénic szil, zöld juhar)	H Kocsányos tölgyes

5. táblázat: Mintaterületek az erdők kora és kezelési intenzitása szerint a Maros-hullámtérben

A modell biomassa moduljának paraméterezése az előző (természetközeli, bolygatatlan állapotú erdőkkel foglalkozó) vizsgálati részhez hasonlóan, az elsődlegesen az érintett fajok **fatermési tábláin** alapult (Palotás 1969, Halupa és Kiss 1978, Béky 1981, Kiss et al. 1986, Rédei 1992). A modellezési alapegységként szolgáló állományrészek (cohort-ok) ebben az esetben egy, vagy mindenképp kevés faj által alkotott állományok voltak, ami megkönnyítette a modell kezelését (Cseh et al. 2014). A fasűrűség-adatokat Somogyi (2008), ill. a nemesnyár esetében Molnár és Komán (2006) munkáiból vettem át. A faanyag szénttartalmi értékeit ennek a vizsgálatnak az esetében lehetőségem volt terepi minták mérésével meghatározni (a mintaterületeket jelentő erdőrészekben történő mintavételezéssel). A mérések az SZTE Biotechnológia Tanszékén történtek Elementar Variomax C/N elemtartalom-mérővel. A főbb vizsgált fajok biomassa-kompartmentjeinek mért és a modellezésben alkalmazott szénttartalmi arányait a 6. táblázat tartalmazza.

	Kocsányos tölgy	Vénic szil	Amerikai kőris	Fehér nyár	Nemesnyár (P. x euramericana)
<b>Törzs</b>	49,8	48,7	48,4	48,5	48,4
<b>Ágak</b>	49,0	48,4	48,1	51,1	51,8
<b>Levelek</b>	50,8	45,0	49,1	49,3	48,2
<b>Gyökerek</b>	47,8	46,2	46,6	44,2	47,6

6. táblázat: A főbb vizsgált fafajok biomassa-kompartmentjeinek szénttartalom-arányai (%) a Maros-hullámtérben

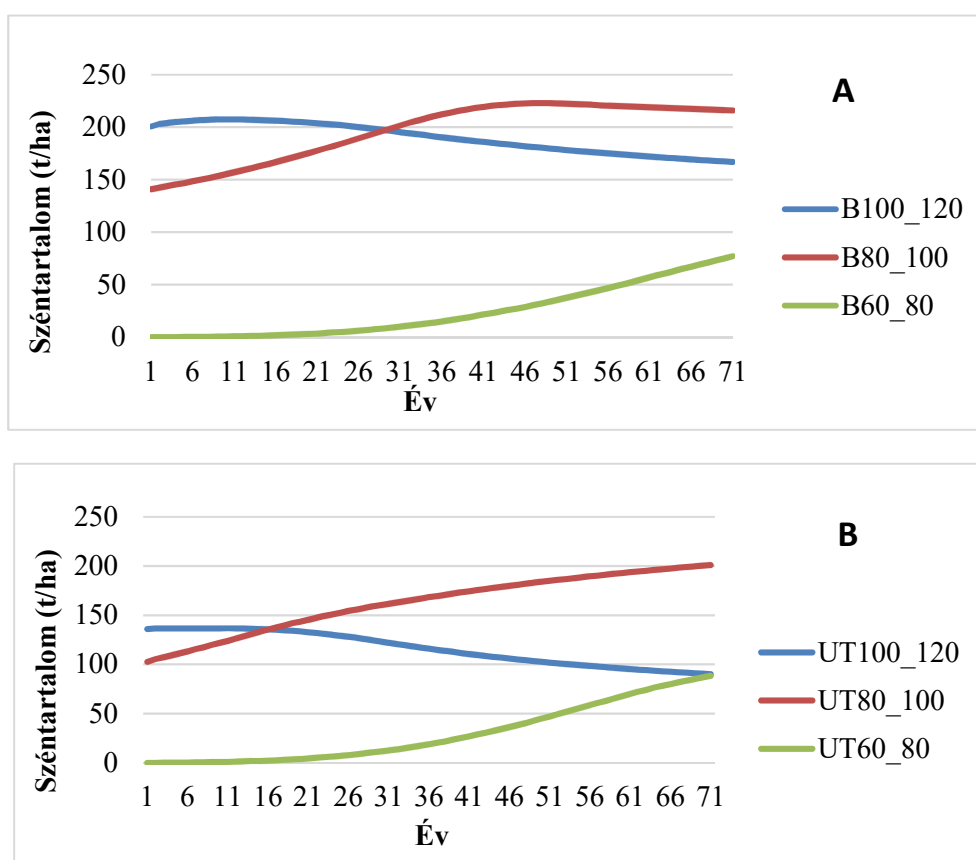
Ebben a részvizsgálatban az erdők esetében számolnunk kellett kezelési beavatkozásokkal és fakitermeléssel, és így szükség volt a fatermék modul használatára is. Az

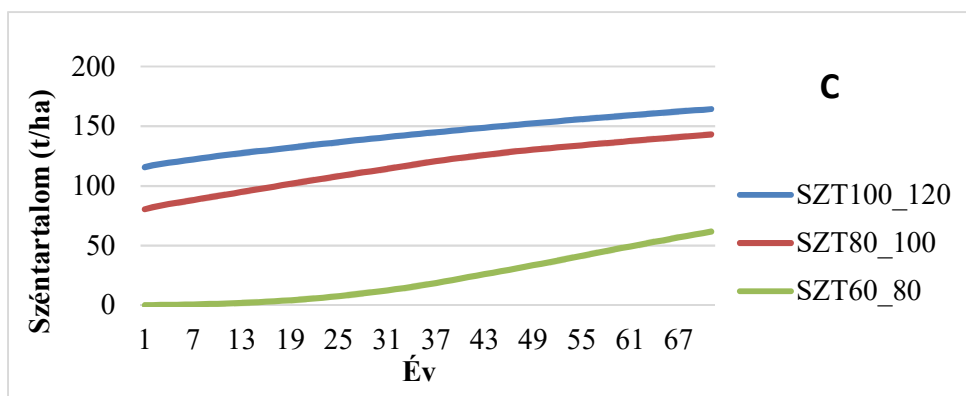
ehhez szükséges információkhoz a terület erdeinek legnagyobb részét kezelő erdészeti igazgatóság, valamint a kitermelt faanyag jelentős részét feldolgozó faipari vállalat szakembereivel való személyes konzultációkon jutottunk (az ilyen jellegű termelési adatok üzleti okok miatt publikált formában nem állnak rendelkezésre). A fatermék modul paraméterezéséhez ezen felül felhasználtuk Németh (2009) eredményeit a faipari újrafeldolgozással kapcsolatban. A havi középhőmérsékletek és csapadékösszegek az Országos Meteorológiai Szolgálat adatbázisából (OMSZ 2006) származnak, a vegetációs időszakot (amelynek megadása a fanövekmény-számításhoz szükséges) márciustól októberig számítottuk. A **szimulációk hossza ebben az esetben 120 év volt** (Kiss et al. 2015a).

### 5.2.1.3 Eredmények és megvitatás

A természetközeli, jelenleg bolygatás nélküli erdők föld feletti biomasszájának széntartalmára vonatkozó eredményeket a 6. ábrán mutatjuk be, állományrészenként.

A megfigyelhető tendenciák elsősorban a változatos domborzatú karsztos térszín miatti termőhelyi különbségeket tükrözik. A legnagyobb biomassza- és ezzel együtt szénmennyiség a legjobb termőhelyekkel és fatermési osztályokkal jellemezhető bükkösökben található, 215 t C/ha maximális értékkel. Közepes mennyiség (idősebb erdőknél kb. 200 t C/ha) jellemzi az üde tölgyeseket, melyekre a kocsánytalan tölgy dominanciája mellett a gyertyán nagy száma jellemző. A legkisebb szénmegkötési potenciállal a száraz tölgyesek bírnak (165 t C/ha), melyek szélsőséges vízháztartású, sekély termőrétegű talajokon létrejött alacsony, nyílt erdőrészetek, jelentős mennyiségű molyhos tölgygel.

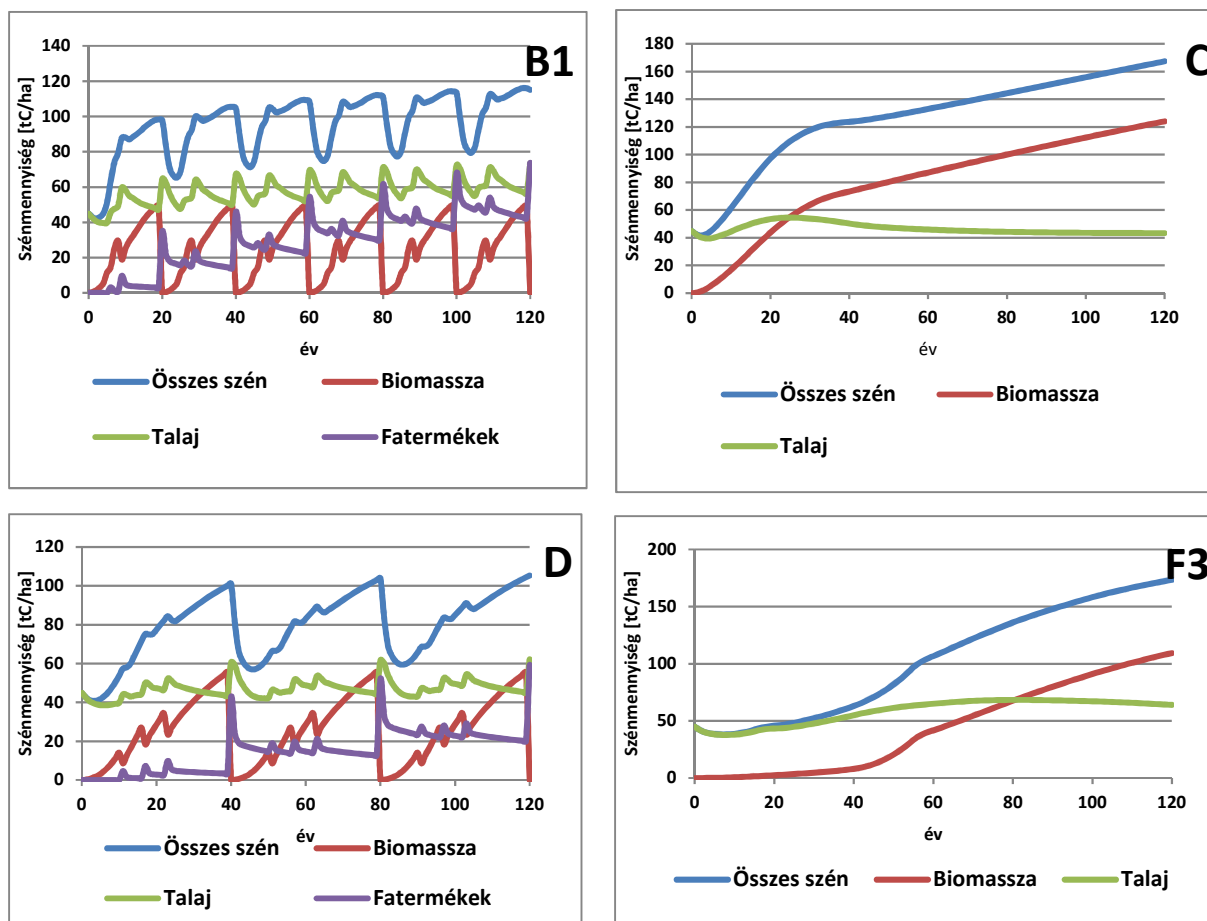




6. ábra: A fásszárú biomassza széntartalma a különböző fajú és korú állományrészekben a Haragistya-Lófej Erdőrezervátumban (A: bükkösök = B, B: üde tölgyesek = UT, C: száraz tölgyesek = SZT; a számok az adott állományrész korát jelzik)

A teljes állomány szénttartalmának növekedése egy újabb eredménynek tekinthető arra vonatkozóan, hogy az idős és egyben változatos korösszetételű erdők a produktivitás visszaesése ellenére is széndioxid-nyelők tekinthetők. A bükkösöknél és az üde tölgyeseknél is megfigyelhető egy visszaesés 70 éves kor körül. Ez megfelel a nemzetközi eredményeknek (Luyssaert et al. 2008), és elsősorban az egyedek növekedése miatti gyérülés következményének tekinthető. A teljes állomány szénttartalmában gyakorlatilag töretlen növekedést láthatunk, ez főleg annak köszönhető, hogy az erdőrészek egy jelentős része még a legnagyobb produktivitás korában van, néhány évtizeddel tovább folytatva a szimulációt valószínűleg egy jobban ellaposodó (de még mindig növekedő) görbét kapnánk. Látható, hogy az ugyanolyan típusú állományrészek különböző korú képviselői között bizonyos különbségek, időbeni eltolódások tapasztalhatók a szénttartalom alakulásában. Ezt főleg az okozza, hogy ezekben a különböző korú állományokban a fajösszetétel némileg eltérő. Az ilyen elegyes állományok modellezését értelemszerűen pontosabbá teheti, ha a modellezési alapegységként szolgáló állományrészeknek (cohort-oknak) az egyes fajokat tekintjük. Ilyen elven készült Tanács et al. (2016) munkája, ugyanennek a mintaterületnek az erdőire vonatkozóan. Az idős fákat nagy számban tartalmazó, természetes vagy természetközeli állapotban levő erdők szénraktározó képességével kapcsolatban további vizsgálatok szükségesek, a talaj kompartmentnek az értékelésbe való bevonásával és minél pontosabb jellemzésével. Az elegyetlen és egykorú állományokat előnyben részesítő, rövid vágásfordulót alkalmazó erdőgazdálkodás a biomassza gyakoribb eltávolítása és a termőhely ezzel együtt járó zavarása miatt nagyobb kibocsátási értékeket eredményezne.

A különböző kezelési intenzitású állományokat is tartalmazó vizsgálatok eredményei (néhány kiválasztott erdőrésztetre) a 7. ábrán láthatók.



7. ábra: A különböző kompartmentek széntartalma a Maros-hullámtér erdeinek egyes mintaterületein (B1: nemesnyár-ültetvény, C: fűz-nyár elegyes erdő, D: hazai nyaras amerikai körissel, F3: erdőrezervátum, vénic szil által dominált állomány)

A nemesnyár állományok szénforgalmi folyamatai jól visszatükrözik az ilyen fajok rendeltetését. A biomassza fiatal korban nagy ütemben képződik, ezt kihasználva rendkívül rövid (kb. 20 éves) vágásfordulóval termesztik ezeket az állományokat, a talaj széntartalmának ciklikussága követi ezt. A fatermékek viszonylag kis élettartamúak (a Maros-menti erdőkből származó fák esetében raklapok és papír), ennek ellenére a teljes rendszer tárolt széntartalmának enyhe emelkedését tapasztalhatjuk a 120 éves szimuláció során. A tárolt maximális szénmennyiség ezeknél az állományoknál a teljes állományra vonatkozóan kb. 115 t/ha, a biomasszáé 70 t/ha körülre tehető.

A hazai nyár fajok esetében a vágásforduló némileg hosszabb, a biomassza-mennyiség folyamatos növekedését (a nemesnyárhoz hasonlóan) tisztítások, gyérítések törik meg. A rendszerben összesen tárolt szén mennyisége némileg kisebb a nemesnyár állományokénál (teljes rendszer maximuma kb. 105 t/ha, a biomasszáé kb. 55 t/ha). A hazai nyárak faanyagából származó fatermékek felhasználásában nincs jelentős különbség a nemesnyárhoz képest.

A tölgy állományok jellemezhetők a legnagyobb tárolt szénmennyiséggel a mintaterületen vizsgált összes erdőtípus közül, ami a többi vizsgált fafajhoz képesti hosszú vágásfordulónak és a faanyagból készült fatermékek hosszú élettartamának köszönhető (elsősorban bútort). Ez a teljes tárolt széntartalom esetében a 120 éves futtatásnál kb. 235 t/ha, a biomasszáé kb. 180 t/ha-t jelent. A tölgy állományokat is teljes véghasználat nélkül termelik le (ezt általában ún. mikrotarvágásokkal kivitelezik), a termékek között viszonylag jelentős

résarányt képvisel a tűzifa, különösen a gyérítések során. Az időegység alatti megkötést befolyásolja a termékek jellege, élettartama, ezért az eltérő vágásforduló szénmegkötésre gyakorolt hatására vonatkozóan csak adott vizsgálati területre lehet megbízható megállapításokat tenni. A mintaterületünk állományaiban a hosszabb vágásforduló esetén a szimulációs periódus hosszában a nagy biomasszájú idős kori időszakok magasabban reprezentáltak, ezért ebből a szempontból kedvezőbbnek tekinthetők. Természetesen az időegység alatti szénmegkötés mennyiségét jelentősen befolyásolja a választott szimulációs periódus hossza. Továbbá a hosszabb vágásfordulójú erdőknél jelentkező esetlegesen nagyobb hasznok a befektetett tőke hosszabb rendelkezésre állását is feltételezik.

A mintaterület erdőire kapott széntartalmi értékek közel állnak a hasonló jellegű, fajösszetételű erdőkre más területeken kapott értékekhez. Magyarország területére Gazdag et al. (2011) munkájában végeztek a mintaterület fajainak többségét érintő szénforgalmi számításokat. Ebben egy 100%-ban kocsányos tölgy által alkotott (alföldi löszös-szikos tájban fekvő) állományra 14 tC/ha-ról (10 éves kor) 154 tC/ha-ra (50 év) növe tárolt szénmennyiségeket kaptak, egy 70%-ban kocsányos tölgy által alkotott ártéri erdőre 14-ről 169 t/ha-ra növekvő értékeket (ugyanilyen időtávban). Ugyanebben az átfogó, Magyarországra vonatkozó értékelésben találunk hazai nyár fajok állományaira vonatkozó értékeket, egy 90%-ban hazai nyárak (10%-ban pedig fehér fűz) által alkotott, ártéri tájban elhelyezkedő erdőrészletnél a 10 éves erdő tárolt szénmennyisége 17 t/ha, az 50 éves érték 80 t/ha. Winans (2015) munkájában nemesnyár-ültetvényekre a Maros-menti erdőknél tapasztaltakhoz hasonlóan magas, 4,4-7,4 t C/ha növekményértékeket kaptak. Eltérő vágásfordulójú és apadék-kezelésű erdők szénforgalmának összehasonlításában Nunery és Keeton (2010) is arra jutottak, hogy egyértelmű növekedés figyelhető meg a megkötött szén mennyiségében a kezelési intenzitás csökkenésével. Ugyanebben a munkában egyértelműen látható a kezeletlen erdők kiemelkedően magas megkötött szénmennyisége, és a mintaterületünkhöz hasonlóan ez növekvő jellegű. Az eredmények megbízhatóbbá tételét a paraméterezés pontosítása segítheti, illetve a természetszerű és különböző kezelési intenzitású erdők értékelésekor az ilyen jellegű erdők modellezésénél fontos szempontok is felmerültek, amelyek a szénforgalmi modellek további fejlesztését segíthetik. Fontos eleme a ciklusnak a telepítéskori talajszén-veszteség, ami egy általánosan megadott értékkel van megoldva a talajjal foglalkozó almodellben. Ennek a folyamatai részletesen nem adhatók meg, viszont ebben jelentős különbségek lehetnek az eltérő kezelési intenzitásoknál (pl. nemesnyáraknál a teljes talajelőkészítés miatt). A vizsgált szolgáltatás monetáris értéke is viszonylag egyszerűen meghatározható, ez az itt bemutatott erdőtípusok egy részének (elegyes puhafás és hazai nyár erdő, tölgyes) esetében 5-24 €/ha/év értékűnek adódott (Pinke et al. 2018).

Ezeknek a tényezőknek az erdei ökoszisztémák szénforgalmára való hatásával kapcsolatban még számos adatra van szükség, mivel ezek a hatások jelentősen eltérhetnek a különböző klimatikus körülmények között, illetve különböző táj- és erdőtípusokban (Nunery és Keeton 2010, Swanson 2009). Az eredmények alkalmazási lehetőségeit tekintve, a dolgozat bevezető fejezetében összefoglalt tervezési, szakigazgatási alkalmazási lehetőségek mellett érdemes megemlíteni, hogy az erdők szénmegkötési potenciálja részévé válhat a különböző ökoszisztéma-szolgáltatás kifizetőrendszereknek. Ennek lényege a szolgáltatást fenntartó tájhasználó pénzügyi kompenzációja a hasznokat élvező közösség által. Lényegében ezt a célt szolgálják a Kyoto Protocol-ra épülő mechanizmusok és a REDD kezdeményezés (Gibbs et al. 2007), melynek az erdőirtás és erdődegradáció visszaszorításán keresztül az emissziócsökkentés a célja. A Kyoto Protocol alapvetően országok közötti szabályozást



tartalmaz, az egyes nemzetgazdasági ágakra és cégekre lebontott emissziókereskedelem a világ különböző részein kialakított széntőzsdéken, emisszókereskedelmi rendszerekben történik. Az Európai Unióban létrehozott Emission Trading System az egyik legfejlettebb ilyen rendszernek tekinthető a világon, ugyanakkor a kibocsátás szabályozására koncentrálna, a jelentős elnyelést megvalósító erdészeti szektor jelenleg nem része a rendszernek, vagyis erdőtelepítésből, fenntartásból nem származik a rendszerben elszámolható szénkredit. Ezt elsősorban a lehetséges piactorzító hatással magyarázzák, illetve a pontos elszámolás szakmai alapjai sincsenek még teljesen lefektetve. Ugyanakkor az energiahordozók árának befolyásolásán keresztül az EU ETS már most is befolyásolja a fa mint megújuló energiaforrás piaci helyzetét. Az erdészeti szektornak, és magának az ETS-nek is sor kerülhet az integrációjára 2020-at követően.

A módszer alkalmazhatóságát értékelve az mondható el, hogy a CO2Fix modell az erdők szénforgalmi folyamatait igen jól, teljes körűen jellemzi, eközben használata technikailag viszonylag egyszerű. Ezért más hazai erdőtípusok leíró jellemzésére, vagy más, a tájhasználati intenzitáshoz hasonló specifikus kérdés vizsgálatára is alkalmas lehet. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy a szén ciklus szempontjából rendkívül fontos talaj modul adatokkal való feltöltése nem könnyű, és ugyanez igaz pl. a mortalitás paraméterezésére, ami jelentősen befolyásolja a rendszerben tárolt szén mennyiség alakulását. Az eredmények és maga a módszer az ezekkel kapcsolatos jó adatellátottság esetén nevezhetők igazán megbízhatónak.

### ***5.2.2. Települési faállományok ökoszisztéma-szolgáltatásai, és azok kezelési intenzitással kapcsolatos mintázatai***

A települési ökoszisztémák szolgáltatásainak döntéshozókészítési célú, kvantitatív értékelésére egyértelmű igény mutatkozott, már a koncepció elterjedésének kezdeti időszakában (Bolund és Hunhammar 1999). Ezt megkönnyíti, hogy a szolgáltatások jelentős részét (köztük az ebben az esetben kiemelkedő fontosságú szabályozó szolgáltatásokat) jellemző állapot- és folyamat-indikátorok (pl. levélfelületi index, teljes biomassza) jól számszerűsíthetők az erdészet által már leírt allometria és növekedési egyenletek révén. Ezt felhasználva, több célzott modell is készült a fentiek, közülük is elsősorban a szén- és szennyezőanyag-megkötés számítására és monetáris értékének kifejezésére (Peng et al. 2008, i-Tree 2014). Ezeket a világ számos részén használják, és több helyen már az intézményes zöldfelület-menedzsment eszközei között vannak (Rogers et al. 2011, City of Melbourne 2012). Ugyanakkor viszonylag kevés példát ismerünk kelet-közép-európai értékelésekre, **a városi faállományoknak** az itt jellemző éghajlati viszonyok között és az itt alkalmazott fajkészlet melletti értékelésére.

A városi fák jelentősen befolyásolják a települések klimatikus viszonyait, elsősorban a sugárzási viszonyok módosításán és a párologtatáson keresztül. Ugyanakkor fordított folyamatként, az épített környezet és az antropogén hőtermelés speciális feltételeket teremt a fák számára. A rosszabb várostűrés rosszabb faállapotban jelenik meg, amire a terepen felvehető fa-attribútumokból egyértelműen következtetni lehet, illetve a modellek számítják. Rosszabb faállapot esetén az adott egyedek kevesebb szolgáltatást biztosítanak.

A kezelés jellege és intenzitásának legmegfelelőbb megválasztása a települési faállományok esetében is egyre nagyobb jelentőséggel bír. A városi erdők esetében is felmerül az erdészeti gyakorlatban gyakran előkerülő kérdés, hogy milyen hosszú vágásfordulóval és milyen faápolási beavatkozásokkal, végső esetben fasorcserevel érdemes-e kezelni a települési

faállományokat, melyek közül ebből a szempontból az utcai fasorok jelentik az elsődleges kérdést. Kezelés alatt álló és védett, valamint ami ehhez szorosan kapcsolódik, különböző korú állományok összehasonlításával vagy teljes életciklust jellemző elemzéssel már több tanulmányban foglalkoztak, elsősorban az USA-ban (Martin et al. 2012, McPherson és Kendall 2014).

A fentiek alapján a célom az volt, hogy egyrészt (első ilyen jellegű hazai vizsgálatként) kvantitatív becslést adjak a városi fák két fontos szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatására, **a szén- és szennyezőanyag-megkötésre**. Másrészt, két, eltérő kezelési beavatkozásokkal jellemezhető (eltérő jellegű vágásokkal cserélt) faállomány kiemelt tárgyalásával vizsgálom a tájhasználati intenzitásnak a szolgáltatások biztosítására való hatását.

#### 5.2.2.1. Vizsgálati módszer: az i-Tree Eco modell

A városi fák általunk vizsgált két ökoszisztéma-szolgáltatásával a jóllétben betöltött fontos szerepük és jó kommunikációs értékük miatt régóta számos elméleti és gyakorlati irányultságú vizsgálatban foglalkoztak (Roy et al. 2012, Baró et al. 2014). Ez is előmozdította a kapcsolódó értékelési módszerek feltárását, ennek köszönhetően az ezekkel a szolgáltatásokkal foglalkozó modellek kidolgozottsága jónak mondható. A folyamatok mikro léptékben érvényesülő jellege miatt ezek a szolgáltatások lényegében csak Tier 3 szinten értékelhetők megbízhatóan. Ezek közé tartozik az általam alkalmazott i-Tree Eco modell is.

Az **i-Tree szoftvercsalád** világszerte használt eszköz a klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatások számítására. Fejlesztését az USA Erdészeti Szolgálat (USDA Forest Service) koordinálja, és elsősorban USA-beli városok vizsgálatára alkalmas. A UFORE (Urban Forest Effects) modell utódjaként napjainkban már több alkalmazás is elérhető egy nagyobb szoftvercsomag részeként (i-Tree Eco, Streets, Hydro, Design), melyek közül nemzetközi használatra az Eco a legalkalmasabb. A modelleszalád működésének alapja az, hogy a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások indikátorai (biomasszamennyiség ill. növekmény, levélfelület) a terepen felvehető faméret-paraméterekkel allometrikus egyenletekkel jól leírható kapcsolatban vannak (az előző fejezetben, a szénmegkötés modellezésénél leírtakkal lényegileg megegyező módon). A modell „A” modulja ezeknek a szerkezeti indikátoroknak a számításáért felelős. A „B” modul az illékony szerves vegyületek (VOC – Volatile Organic Compounds) kibocsátásának számítását végzi, mivel ezek hozzájárulnak a CO és a talajközeli O<sub>3</sub> képződéséhez (Brasseur és Chatfield, 1991). Ezek számítása elengedhetetlen, ha pontos képet szeretnénk kapni a fák légszennyezettségre gyakorolt hatásáról. A modell „C” moduljának feladata a szénmegkötés és –tárolás (és az ehhez tartozó további indikátorok) számítása. Ennek a modellnek az esetében is az értékelés alapja ezeknek (szénforgalmi jellemzők) a biomasszamennyiséggel való kapcsolata. A felszín feletti biomasszamennyiség fajspecifikus allometria összefüggésekből számítható a terepen felvett méretadatok alapján, ebből rögzített gyökérhajtás arány segítségével a teljes biomasszamennyiség meghatározható (Nowak 1994, Nowak et al. 2002). A modell a széntartalmat 0,5-es szorzótényezővel számítja a biomassa értékéből. Az éves megkötés meghatározása az éves biomassa-növekményen alapul, ebben egy klimatikus adottságoktól függő korrekciót is alkalmaz (a különböző hosszúságú vegetációs időszakokkal jellemezhető területek eltérő növekményének jellemzésére), ehhez a fagymentes napok számát veszi alapul a megadott meteorológiai adatsor alapján. A városi fák biomasszamennyisége ill. növekménye jelentősen módosulhat továbbá az extrém városi körülmények

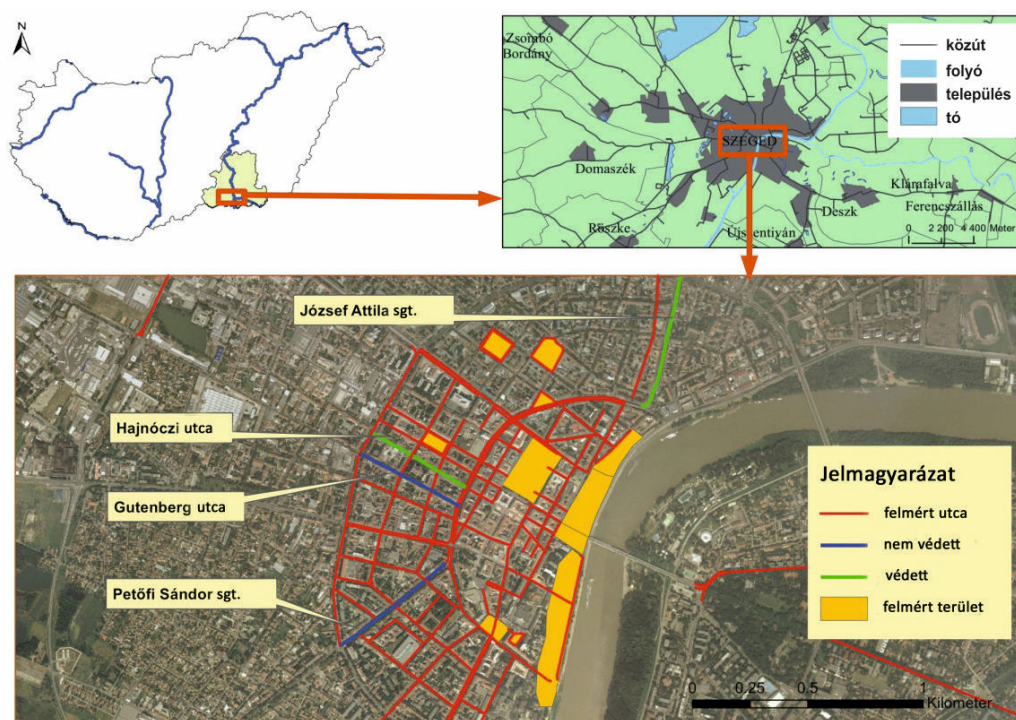


vagy a faápolási beavatkozások miatti rosszabb faállapot és biomasszahiány miatt. Ennek számszerű jellemzése szintén megoldott az erre vonatkozó terepi adatok segítségével.

A modell „D” modulja foglalkozik a szennyezőanyag-megkötés számításával, pontosabban bizonyos szennyezők száraz ülepedésének becslésével (vagyis ezek kivonását jelenti csapadégmentes időszakban) fák, cserjék, bokrok által (Nowak et al. 1998). Ezek a szennyezők az  $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ , CO vegyületek, valamint a  $PM_{10}$  (az 5-ös modellverziótól  $PM_{2,5}$  is), megkötésüket a növényzet borításértékére, időjárási és szennyezőanyag-adatsorokra támaszkodva végzi a program. A modellszámítások központi és egyben legösszetettebb része az ülepedési sebesség számítása. Ez az  $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ , CO esetében az ún. aerodinamikai- ( $R_a$ ), kvázi-lamináris határréteg- ( $R_b$ ) és felszíni ( $R_c$ ) ellenállások összegének reciproka (Baldocchi et al., 1987), amelyek a meteorológiai tényezők függvényei. A  $PM_{10}$  ülepedési sebességét a Lovett (1994) által közölt módszertan alapján számítja a modell.

#### 5.2.2.2. Mintaterület, felhasznált adatok

A városi fákkal kapcsolatos vizsgálatok színhelye Szeged volt. A várost meleg-száraz kontinentális klíma jellemzi, jelentős nyári aszályhajlammal. A település kb. 170000-es lakosságú megyeszékhely, méretéből adódóan jelentős légszennyezettséggel és számottevő városi hőszigettel, melyekkel kapcsolatban számos tudományos eredmény született (Makra 2005, Unger et al. 2014). A város körutas-sugárutas szerkezetű, a középső körúton belüli terület tekinthető a belvárosnak, ahol a vizsgált faállomány nagy része található. **A teljes adatbázist kb 3000 fa adja, nagyjából utcai fasorokban, kisebb részben tereken.** A felmért fáknak kb. 1/3-a tartozik a települési önkormányzat által rendeletben védett állományok közé. A jogszabályi védelemnek a vizsgálatunk szempontjából fontos eleme, hogy a védett fasorokban, facsoportokban az egységes, együtemű fasorcseré tiltott, a fák csak egyenként cserélhetők egészségi állapotuk vagy vagyoni védelmi okok miatt. Ezt felhasználva, a használati intenzitásnak a fák ökoszisztéma-szolgáltatásaira való hatásának vizsgálatára a védett és nem védett fasorok összehasonlítását választottuk. Mivel a védett és nem védett állományok közötti különbségeket az eltérő korösszetétel alapvetően meghatározza, ezért **a kezelési módok különbségeinek értékeléséhez eredetileg kb megegyező korú, hasonló épített környezetben található fasorokat** választottunk ki, melyek reprezentálják a szegedi belvárosban jellemző beépítettségi típusokat, és kezelési szempontból jellegzetesek. A városkép és a zöldfelületi rendszer szempontjából is nagy jelentőségűek a körutak és sugárutak fasorai. Ezek közül egy védett teljes hosszában (József Attila sugárút), ami ennek köszönhetően maradt meg gyakorlatilag háborítatlan formában a sugárúton a 2000-es években zajló infrastruktúra-fejlesztési projekt során (Szentistváni István szóbeli közlése). A hasonló helyzetű és ültetési korú Petőfi Sándor sugárúti fasorban ugyanakkor jelentős számú idős fa került kivágásra vagy erős csonkolásra. A belváros egy központi helyzetű, jelentős részben műemléki védetség alatt álló részében található a Hajnóczy utca védett japánakác fasora, mellyel párhuzamosan a Gutenberg utcában egy városrész-rehabilitációs projekt keretében az előzővel nagyjából megegyező korú, rendkívül értékes fasor egységes cseréjére került (egy *Tilia tomentosa* állományra). A tágabb mintaterület és a vizsgált fasorok elhelyezkedését a 4. térkép, míg a két-két belvárosi utcát és sugárutat a 4. kép mutatja.



4. térkép: A felmért és vizsgálatra kiemelt fasorok és parkok elhelyezkedése Szeged belvárosában



4. kép: A vizsgálatra kiemelt fasorok képei (A: Hajnóczy utca, B: Gutenberg utca, C: József Attila sugárút, D: Petőfi Sándor sugárút)

A fák helye a felvételezéskor ismert volt a város digitális alaptérképe alapján. A felvételezéskor az értékeléshez használt i-Tree Eco modell terepi protokollját követtük (i-Tree

2014). A vizsgálati területen található minden olyan utcai és parkfa adatait felvettük, melynek törzsátmérője meghaladta az 5 cm-t. A famagasságot, törzsmagasságot és koronaátmérőt Vertex III ultrahangos famagasságmérő segítségével határoztuk meg. A törzsátmérőt 1,37 m magasan mértük, ez alatt elágazó sarjcsokroknál mindegyik (5 cm-et meghaladó) törzset mértük. A fa állapotát az alkalmazott modell a koronahiány és az elhalt részek arányának értékeiből határozza meg, melyeket 5-ös intervallumokba osztott százalékos értékben vettünk fel a terepen. Az adott egyed növekedése a fénynek való kitettség terepi adata (hány irányból kap napfényt) alapján számítható. Az adatok bevitelének és tárolásának elsődleges eszköze a zöldfelület-nyilvántartás céljára Magyarországon fejlesztett Greenformatic szoftver volt, a szükséges adatkört innen exportáltuk az alkalmazott modellbe való beemeléshez szükséges MS Access formátumba.

A modellt az USA-n kívüli használatkor a bemutatott munka során adaptálni kellett. A meteorológiai adatsorok a szegedi meteorológiai állomásról származnak, a szennyezőanyagok közül a CO, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PM10 és SO<sub>2</sub> ülepedését számítottuk, ezek koncentrációadatai a magyarországi Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat szegedi állomásáról származnak. A modellfuttatás éve 2012 volt (ekkorra álltak rendelkezésre a legrészletesebb adatsorok).

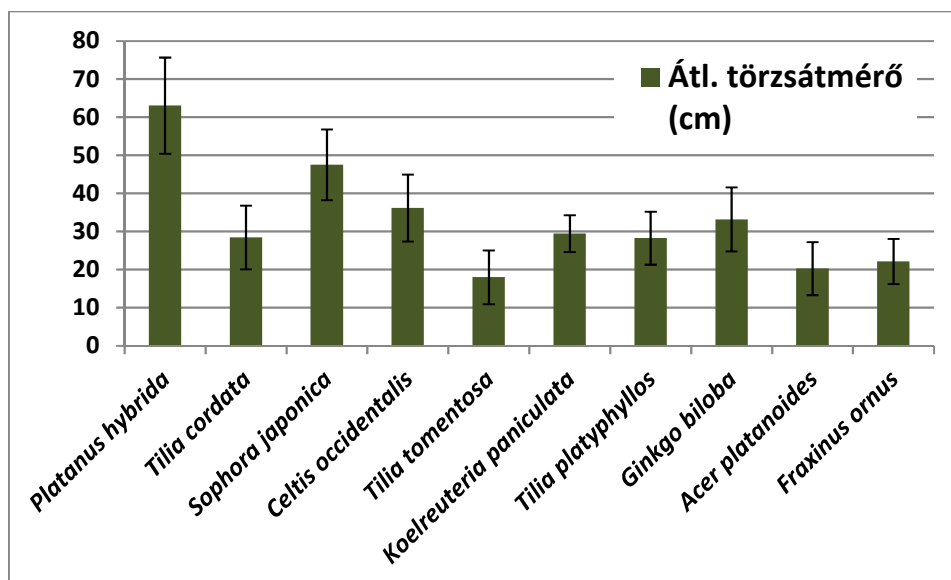
#### 5.2.2.3 Eredmények és megvitatás

Az eredményeink egy része a teljes vizsgált belvárosi faállományra vonatkozik, ezeket az i-Tree moduljainak megfelelő sorrendben tárgyaljuk, tehát az erdőszerkezet jellemzőit követően ismertetjük a két vizsgált szolgáltatással kapcsolatos eredményeket, elsősorban a tárgyalt erdőszerkezeti jellemzőkkel való összefüggésben (fajonkénti megoszlás, faállapot hatásai). Ezután következnek a kiválasztott védett és nem védett állományok összehasonlításai a két szolgáltatás szempontjából.

A teljes vizsgált belvárosi faállományt nagy faji változatosság jellemzi, összesen pontosan 100 faj található meg ezen a néhány km<sup>2</sup>-nyi területen. Ezeknek mintegy fele őshonos Magyarországon. A városi erdő nagyobb részét az utcai fasorok teszik ki, de a parkok fái is ültetett állományok. A leggyakoribb 10 faj a teljes városi erdőnek 70%-át teszi ki (1992 db, 7. táblázat). A teljes belvárosi faállománnyal kapcsolatos elemzéseink többsége ezen fajok jellemzését, összehasonlítását célozza. A három leggyakoribb faj a platán (37,7%-os részesedéssel a teljes levélfelületből), a kislevelű hársliget (10,1%) és a japánakác (9,1%). A fajok többségénél van egy domináns mérettartomány (amit az átlagos DBH jelenít meg, 8. ábra), ez arra utal, hogy az utóbbi évtizedekben más-más fajokat preferáltak a fasorok telepítésekor. A fajoknak több mint a fele (53) 10-nél kisebb egyedszámban van jelen, ezek elsősorban diverz parkok kialakításakor vagy korábban homogén fasorok új fajokkal történő egyedenkénti pótlásával kerültek a területre.

	Egyed- szám	Korona- borítás (m <sup>2</sup> )	Levélfelület (m <sup>2</sup> )	Átl. törzs- átmérő (cm)
<b>ÖSSZEG</b>	2 846	172 204	608 498	
<b>Platanus hybrida</b>	305	58 697.4	229 455.5	63.0
<b>Tilia cordata</b>	295	8 080.0	36 249.4	28.4
<b>Sophora japonica</b>	276	23 635.1	55 252.7	47.5
<b>Celtis occidentalis</b>	252	16 210.4	61 215.2	36.2
<b>Tilia tomentosa</b>	235	4 375.1	19 355.9	18.0
<b>Koelreuteria panpaniculata</b>	184	8 097.5	21 567.1	29.4
<b>Tilia platyphyllos</b>	165	7 119.1	27 978.8	28.2
<b>Ginkgo biloba</b>	111	5 164.1	14 737.5	33.2
<b>Acer platanoides</b>	87	3 014.9	13 547.9	20.3
<b>Fraxinus ornus</b>	82	3 216.1	9 807.0	22.1

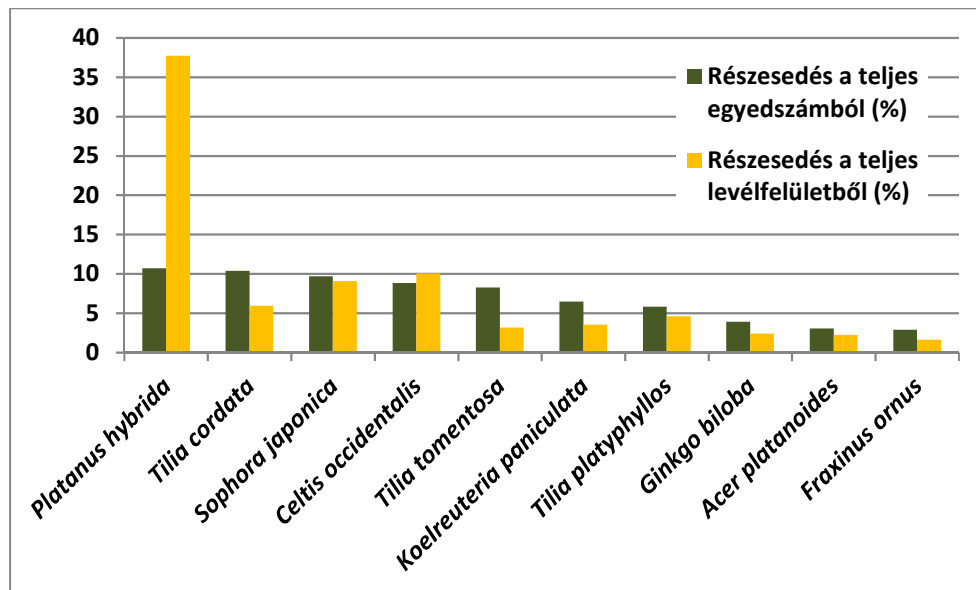
7. táblázat: A 10 leggyakoribb faj állományainak főbb szerkezeti adatai a Szeged belvárosi teljes mintaterületen



8. ábra: A 10 leggyakoribb faj átlagos törzsátmérője (DBH) a Szeged belvárosi teljes mintaterületen

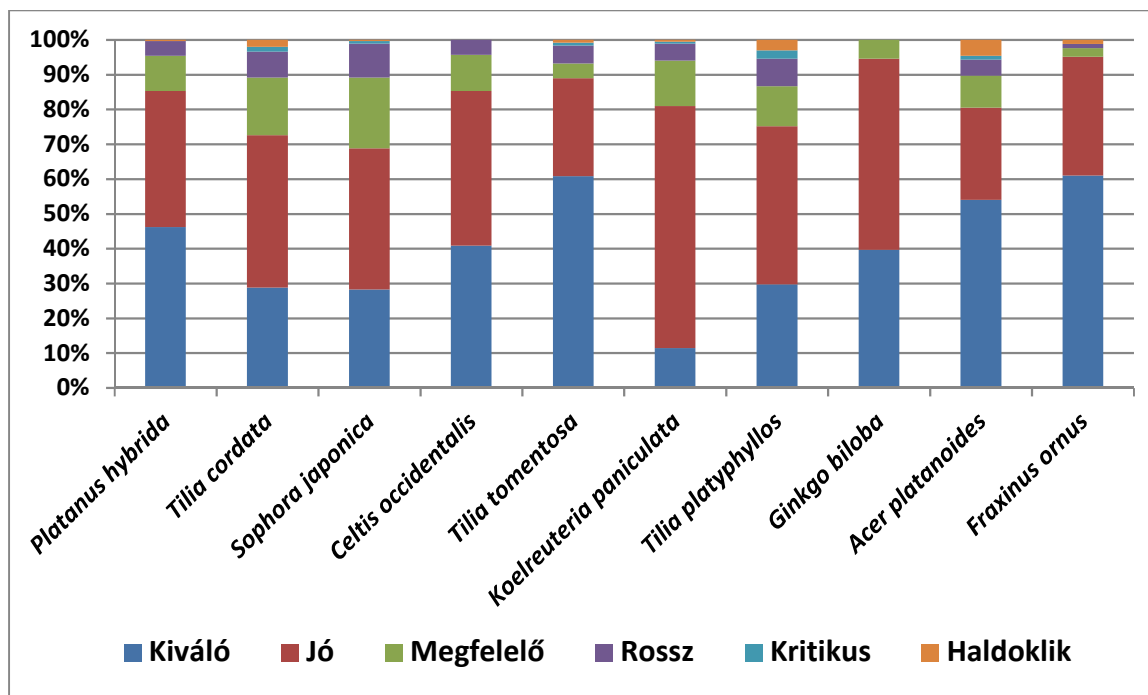
A klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatásoknak az egyik legfontosabb állapot-indikátora a levélfelület, ezért szükséges annak vizsgálata, hogy az egyes fajok a levélfelület szempontjából milyen súlyúak a teljes populáción belül. Az egyes fajoknak az egyedszámukhoz képesti nagyobb vagy kisebb súlyuk elsősorban a méreteloszlás következménye. Például a platán (*Platanus hybrida*) a város legidősebb, így legnagyobb méretű fákból álló fasorainak fő faja, ez okozza a rendkívül nagy részarányát az össz-levélfelületen belül. Míg például az ezüst hársak (*Tilia tomentosa*) többsége egy új telepítésű, fiatal belvárosi homogén fasort alkot, ezért több százas egyedszámban van jelen, de relatíve kis levélfelülettel (9. ábra).





9. ábra: A Szeged belvárosi teljes mintaterület 10 leggyakoribb fafajának részeseledése a teljes egyedszámból és a levélfelületből

Ugyanakkor emellett a jelen lévő levélfelületet befolyásoló fontos tényező lehet a különböző fajok állományainak eltérő egészségi állapota (Kiss et al. 2015b). A teljes vizsgált állományra elmondható, hogy viszonylag jó állapotban van, az egyedek többségét a „kiváló” vagy „jó” kategóriák valamelyikébe sorolta a modell (10. ábra). Ez részben a modell működésének következménye, de szerepet játszik a gondos kezelés is (a jelentősen romlott állapotú egyedek többsége viszonylag gyorsan cserélésre kerül). Emellett azonban megfigyelhetők jelentős különbségek is az egyes fajok között a faállapotot illetően, ami az általuk biztosított szolgáltatások mennyiségét is jelenősen befolyásolja. Például két őshonos hárs faj esetében (*Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*) az egyedeknek jelentős (27,4% és 24,8%) része sorolható a jónál gyengébb egészségi állapot kategóriák valamelyikébe, ugyanez elmondható a japánakác (*Sophora japonica*) egyedeiről is (31,2%). A platán jó állapota hozzájárul a rendkívül nagy levélfelülethez, míg az ezüsthárs egyedeinek jó állapota az új telepítésű fasor fiatal egyedeinek viszonylag teljes lombkoronájára utal.



10. ábra: A Szeged belvárosi teljes mintaterület 10 leggyakoribb fafajának állapot szerinti megoszlása

A biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások tárgyalásához a használati intenzitás szerinti összehasonlításra kiválasztott állományokban is szükség van a szerkezeti jellemzők tárgyalására. A részminták főbb adatai a 8. táblázatban láthatók.

	Átl. törzs- átmérő (cm)	Korona- borítás (m <sup>2</sup> )	Levél- felület (m <sup>2</sup> )	Átl. korona- hiány (%)	Átl. elhalt rész (%)	Egyedszám	Fajok száma
<b>József A. sgt.</b>	43.7	9762.1	39805.5	10.8	3.6	103	4
<b>Petőfi S. sgt.</b>	33.8	5025.0	14374.2	34.3	23.5	123	15
<b>Hajnóczy utca</b>	31.4	4423.3	8033.2	36.2	16.0	95	7
<b>Gutenberg utca</b>	8.1	114.5	666.3	1.6	0.5	110	2

8. táblázat: A különböző használati intenzitást reprezentáló mintaterületek faállomány-szerkezeti jellemzői

A József Attila sugárút fason találhatók a legnagyobb faegyedek a négy mintaállomány közül, a 43,7 cm-es átlagos törzsátmérő jelentősen meghaladja a többi mintaterület és egyben a teljes belvárosi állomány hasonló mutatóit. Ugyanez a faszor rendelkezik a legnagyobb levélfelülettel és koronaterülettel (jóllehet a Petőfi Sándor sugárúti állomány egyedszáma nagyobb). Ennek oka, hogy jelentős részben platánok alkotják, amik sok rendkívül nagy méretű és egyben jó állapotú egyeddel vannak jelen a teljes belvárosi terület számos részén. Ezt jelzik a koronaelhalás és a koronahiány alacsony értékei (3,6% és 10,8%, szemben a városi átlagokkal: 8,4% és 17,9% - ezek magas értékei eredményezik a rossz faállapot-mutatókat). A

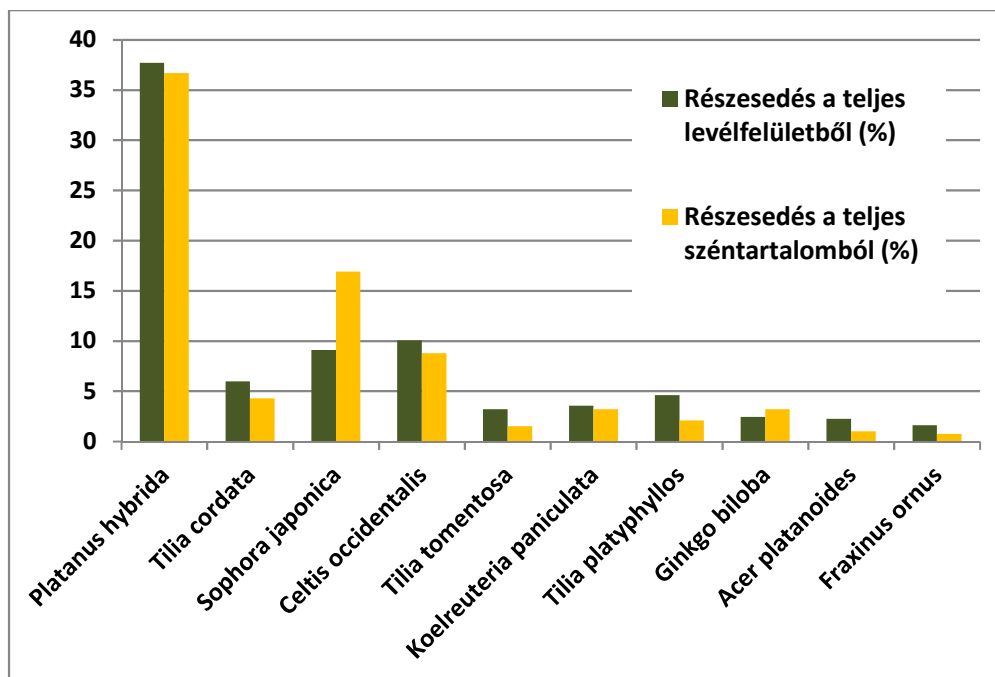
fafajválasztás mellett ez a fasor védetté nyilvánításának köszönhető az elmúlt években a területen végzett építési, infrastruktúra-fejlesztési projektek idején.

A Petőfi Sándor sugárút fasora tartalmazza a mintaegyedek közül a legtöbb faegyedet. Közlekedésfejlesztési munkálatok során az eredeti (nem védett) nagylevelű hársakból álló fasor több egyede is eltávolításra került (ez egy a József Attila sugárúttal nagyjából megegyező korú, jó állapotú fasor volt). A kivágott hársfák helyén változatos fafajtelepítést alkalmaztak. Emellett az építési beavatkozások a megmaradó egyedeknél is a koronák jelentős részének eltávolításával, vagy koronaelhalással jártak. Ezt a koronahiány és elhalás magas (a teljes városi állomány átlagánál jelentősen magasabb) értékei jelzik (34,3% és 23,5%).

A Hajnóczy utca egy jellegzetes, szűk, 2-3 emeletes épületekkel szegélyezett belvárosi utca. A kicsi rendelkezésre álló terület ellenére nagyméretű egyedek találhatók itt, melyek többsége japánakác (77 egyed). A levélfelületnek a teljes biomasszához viszonyított aránya itt nagyon alacsony, ami a gyakori nyelési beavatkozásoknak köszönhető. Ennek oka, hogy erre a fajra a nagy, ugyanakkor igen rendszertelenül és szellősen növekvő ágszerkezet jellemző, ami gyakori ápolási munkákat tesz szükségessé, különösen ilyen erősen beépített környezetben. Mindezek miatt a koronahiány átlagos értéke extrém magas ebben az utcában (34,3%), de a koronák elhalt részének átlagos aránya is igen magas (23,5%). (Ez utóbbiban fontos szerepet játszhat a fák alsó ágainak elhalása a fényhiány miatt.)

A Gutenberg utca a Hajnóczy utcával szomszédosan, párhuzamosan halad, hasonló épített környezettel és épületmagasság/utcaszélesség aránnyal. Itt egy, az előzőhöz nagyon hasonló fasor volt korábban, amit az utca teljeskörű rekonstrukciója keretében egységes fasorcserével egy fiatal ezüsthárs-sorra cseréltek. Ezek a vizsgálat idejében még csak néhány éves egyedek jó állapotban voltak, amit a koronahiány és elhalt részek alacsony arányai jeleznek.

A biztosított ökoszisztéma-szolgáltatásokat vizsgálva a teljes belvárosi állományban a szénmegkötés és -tárolás fajok közötti különbségei alapvetően a méretbeli különbségeket követik. Kimagaslóan a legnagyobb egyedenkénti éves megkötéssel a platánok jellemezhetők, a legnagyobb egyedeknél az 60 kg/év megkötött mennyiségnél is nagyobb lehet. A 305 egyedből álló platán állományban 428,9 t szén tárolódik, ez a teljes vizsgált városi erdő által tárolt szénmennyiségnek (1169 t) több mint 1/3-a. A második és harmadik legnagyobb egyedenkénti átlagos éves megkötésű faj a japánakác (23,5 kg/év) és a nyugati ostorfa (15,8 kg/év). A széntárolás alapján a fajok egymáshoz viszonyított sorrendje értelemszerűen nagyrészt megegyezik a levélfelület alapján felállítható sorrenddel (a teljes biomasszával kapcsolatban álló két indikátorról van szó). Ugyanakkor néhány esetben megfigyelhetők kisebb eltérések, amik az adott faj állapotára utalnak (11. ábra).



11. ábra: A Szeged belvárosi teljes mintaterület 10 leggyakoribb fafajának részesezése a teljes levélfelületből és a tárolt szénmennyiségből

Például a japánakác-populáció jól láthatóan viszonylag kis levélfelülettel rendelkezik a széntárolási kapacitásához képest. Ez a jelentős koronahiánynak (az elszáradt ágak, koronarészek nagy mennyiségben való eltávolításának) a következménye, ami az idős egyedek vastag (nagy széntárolási kapacitású) törzsét nem érinti. Ez megjelent a japánakác rosszabb faállapotában is. Bizonyos, egyébként rosszabb állapotban levő fajok jobb levélfelület/széntartalom aránya a viszonylag teljes lombkoronákra utal, ugyanakkor ezen belül jelentős lehet a száradt levélfelület aránya, ami szintén a rossz várostűrésre utalhat. Például a nagylevelű hárs esetében az elhalt rész átlagos értéke 12,6%, szemben a teljes állományt jellemző 8,4%-os átlaggal.

A szennyezőanyag-megkötés fajok közötti különbségei, illetve az átlagos törzsmérőhöz való viszonya megegyezik az előzőekben tárgyalt levélfelület-széntárolás kapcsolatokkal, mivel a levélfelület a szerkezeti indikátor a szolgáltatás számításánál. Az egyedenkénti megkötés az összes szennyezőt együttesen számolva a legtöbb faj esetében 200-400 g között mozog évente. Ez alól a méretük miatti kivételek a két legjobb megkötő, a platán és a nyugati osterfa, valamint a jelentős számú kis méretű egyedek tartalmazó ezüsthárs állomány. Az egyes szennyezők megkötését külön vizsgálva elmondható, hogy a város légszennyezettségében legfontosabb szennyezők megkötése képviseli a legnagyobb tömeget ill. gazdasági értéket. Szeged esetében jelentős ipari kibocsátás nincs, a legjelentősebb megkötés a közlekedési eredetű ózon (összesen kb. 600000 g/yr) és üledő por (~400000 g/yr) esetében tapasztalható, utóbbi koncentrációjának alakulásában szerepet játszik a környező tájakról érkező, szélerezési eredetű por mennyiség is (Szatmári 2005).

A négy kiválasztott kisebb mintaterületen biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét érdemes törzsmérő-kategóriánként vizsgálni, ugyanis a teljes mintaállományok a (részben a beavatkozásoknak köszönhető) méretbeli eltérések miatt nem összehasonlíthatók (Martin et al. 2012). A 15 cm-enkénti törzsmérő-osztályokban számított szolgáltatásértékeket a 9. táblázat tartalmazza.



**József Attila sugárút:**

Törzsátmérő-kategória (cm)	Átl. tárolt szén egyedenként (kg)	Átl. megkötött szén egyedenként (kg/év)	Átl. összes szennyező-anyag-megkötés (g/év)
1-15	22.4	4.4	44.4
16-30	130.6	11.3	105.5
31-45	335.8	17.9	241.5
46-60	810.7	28.3	877.7
61-75	1380.1	41.4	1350.6
61-76	1269.1	39.3	1540.8
76+	2092.1	56.7	1490.3

**Petőfi Sándor sugárút:**

Törzsátmérő-kategória (cm)	Átl. tárolt szén egyedenként (kg)	Átl. megkötött szén egyedenként (kg/év)	Átl. összes szennyező-anyag-megkötés (g/év)
1-15	13.2	2.6	151.3
16-30	81.9	6.7	171.1
31-45	237.5	9.5	248.7
46-60	512.3	16.0	414.4
61-75	971.0	23.9	260.9
61-76	675.8	21.7	145.2
76+	1450.9	32.8	402.6

**Hajnóczi utca:**

Törzsátmérő-kategória (cm)	Átl. tárolt szén egyedenként (kg)	Átl. megkötött szén egyedenként (kg/év)	Átl. összes szennyező-anyag-megkötés (g/év)
1-15	23.9	3.9	80.4
16-30	134.8	10.2	170.5
31-45	340.1	16.3	256.8
46-60	723.8	24.3	669.3

**Gutenberg utca:**

Törzsátmérő-kategória (cm)	Átl. tárolt szén egyedenként (kg)	Átl. megkötött szén egyedenként (kg/év)	Átl. összes szennyező-anyag-megkötés (g/év)
1-15	5.7	1.7	8.5

9. táblázat: A vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások értékei törzsátmérő-kategóriánként a négy mintaállományban

A legkisebb törzsátmérő-kategóriában (1-15 cm) a József Attila sugárúti fasornál, a legnagyobb (>76 cm) pedig mindkét sugárútnál olyan kicsi a mintaszám (10-nél kevesebb), ami nem teszi lehetővé a megbízható összehasonlítást. A szénmegkötésben és –tárolásban a József Attila sugárúti átlagok mindegyik törzsátmérő-kategóriában magasabbak. Nagyjából hasonló mondható el a szennyezőanyag-megkötésnél is. Ugyanakkor a kisebb átmérőkategóriákban a József Attila sugárúti fasor levélfelület- és szennyezőmegkötés-értékei annak ellenére kisebbek, hogy koronahiányban és az elhalt részek arányában ebben a mérettartományban sincsenek magasabb értékek ennél a fasornál. Ennek magyarázata az, hogy ezekért az értékekért egy oszlopos lombkoronájú tölgyfaj (*Quercus robur* 'Fastigiata') felelős, aminél a korona alakja miatt akkor is viszonylag kis levélfelületi értékek mérhetők, ha a fák egészségi állapota alapvetően rendben van és a fakoronák épek, teljesek. A nagyobb törzsátmérő-kategóriákban egyértelműen magasabb szén- és szennyezőanyag-megkötési értékek mérhetők a József Attila sugárúti állományban, ami a védettségnek köszönhető kisebb koronahiánnyal és -elhalással magyarázható. A Petőfi Sándor sugárúti fasornál a nagyobb koronarészek eltávolítása a nagyobb fákat érintette.

A két kisebb utcánál ilyen típusú (méretkategória szerinti) összehasonlítás nem igazán végezhető, mivel a Gutenberg utca fiatal fasora egy méretkategóriát képvisel. Ez az összehasonlítás lényegében inkább az egységes fasorcseré miatti fakivágás ökoszisztéma-szolgáltatásokra való hatásának értékelését jelenti (ld. Pothier és Millward 2013).

Az eredményeink az első kelet-közép-európai i-Tree elemzésből származnak (Kiss et al. 2015c), de nagyságrendileg megegyeznek a hasonló klimatikus körülményekkel jellemezhető városok eredményeivel. A szénmegkötés esetében a klimatikus háttértényező a fagymentes napok száma. A szegedi városi faállomány szerkezeti adottságai főbb vonalaiban megegyeznek a hasonló helyzetű, méretű városok jellemzőivel. Az idegenhonos fajoknak 50%-hoz közeli vagy azt meghaladó részaránya más európai városokban is jellemző (pl. Chaparro és Terradas 2009, Rogers et al. 2011). Az eredetileg elsősorban díszfaként behozott amerikai és ázsiai eredetű fajok sok esetben az őshonos fajoknál jobb várostűrűsűek. Ez az elemzésekben a némileg jobb faállapotban jelenhet meg, és elsősorban a levélfelület befolyásolásán keresztül jobb ökoszisztémaszolgáltatás-biztosító képességet is jelent. Az őshonos és idegenhonos fajok együttes alkalmazása rendkívül nagy faji változatosságot eredményez már egy ilyen kis területen belül is. A városi fafajválasztás és az így kialakuló erdőszerkezet jelentős mértékben függ a terület tulajdonviszonyaitól, ill. a kezelők fafajválasztási politikájától. A vizsgált szegedi állományban a kezelésért felelős közszolgáltató tevékenysége mellett kis mértékben lakossági faültetés is zajlik, de ettől függetlenül a városi, intézményi környezet nagy faji változatossága más elemzésekben is megjelenik (Pothier és Millward 2013). Ez az állomány által biztosított ökoszisztéma-szolgáltatásokban is nagy változatosságot eredményez, a különböző fajok eltérő növekedési, levélfelület-termelési képessége miatt. Ennek a kezelésére az i-Tree rendszere alkalmas lehet, a modellben több száz, különböző kontinenseken őshonos faj allometriai

egyenletei vannak tárolva, az itt használt modulok pedig alkalmasak a klimatikus különbségek kezelésére, a modell helyi viszonyokra való adaptálására. Az egyes fajoknak jellemző beépítettségi típusokban, utcátípusokban való előfordulása (pl. platán parkokban, széles sugárutakon), illetve a fajoknál sok esetben megkülönböztethető domináns kor segítheti a nagyobb területek értékelését célzó, pl. GIS-alapú ökoszisztémaszolgáltatás-értékelési módszerek fejlesztését. Például a városi faállományokban tárolt szén mennyiségének értékelése transzfer függvények felállításával történhet, ahol a környező városrész kora az egyik fő differenciáló tényező (McPherson et al. 2013), a faj pedig értelemszerűen alapvetően meghatározza azt, ezért ilyen alapokon jól elkülöníthető és értékelhető csoportok alkothatók. Az egyes fajoknak a teljes levélfelületből való részesedése statikus állapotértékelést szolgálhat a városi erdő aktuális teljesítményéről. A faállapot adatát az i-Tree automatikusan számítja, a jó és kiváló kategóriák erős túlsúlyáról más tanulmányokban is beszámoltak (Martin et al. 2011). Ennek elsődleges oka az, hogy ez teljes egészében az elhalt koronarész értékén alapszik. Ez, bár a kategóriahatárok nem teljesen egyenközű beosztás szerint készültek, de így is felülreprezentálja a jobb faállapotkategóriákat. Ugyanis a gyenge, rossz, kritikus faállapot-kategóriákhoz „szükséges” 50% feletti elhalt rész-értékek ritkán fordulnak elő, mivel ilyen jelentős mennyiségű száradt levélzetnél az adott koronarészeket a menedzsmentért felelős cég eltávolítja, vagy akár a fák, fasorok teljes cseréjére is sor kerülhet. Ugyanakkor ezekkel a faállapot-kategóriákkal is megállapíthatók számottevő faji különbségek, amik a fafajválasztás szempontjából releváns információkat adhatnak. Így a szegedi minta esetében két hazai hársfaj rosszabb állapotát tudtuk megállapítani, ami rosszabb várostűrésükre utal, és velük kapcsolatos további specifikus vizsgálatokat igényel. A korai juhar jó általános állapota más vizsgálatokban is megjelenik, Pothier és Millward (2013) Toronto-i tanulmányában a legjobb szén- és szennyezőanyag-megkötőnek bizonyult (a jó faállapotnak is köszönhetően), ez az őshonosságtól függetlenül városi fásításra való alkalmasságát mutatja. A platán kedvelt faj az utcai fasorokban Magyarországon és Európa-szerte, jó várostűrését, nagy levélfelületét mutatja, hogy egy londoni tanulmányban is (Rogers et al. 2012) a szolgáltatások döntő többsége ehhez az egy fajhoz volt köthető.

A vizsgált szolgáltatások közül a szénmegkötésre kapott eredmények hasonlíthatók jobban más területekre kapott eredményekhez, mivel a szennyezőanyag-megkötés a részletes felbontású időjárási adatokon kívül a városonként szintén erősen változó szennyezőanyag-koncentrációktól is függ. A teljes városi erdő átlagában Szegedre kapott egyedenkénti 410,78 kg-os átlagos széntárolás, valamint a 14,01 kg/év-es átlagos éves egyedenkénti szénmegkötés a más európai városokra végzett elemzések közül közel van Wälchli (2012) Zürichben (Svájc) i-Tree Eco alkalmazásával kapott eredményeihez (348,88 kg és 12,97 kg/év). valamint Russo et al. (2014) Bolzano-ra (Olaszország) allometrikus egyenletek alkalmazásával kapott eredményeihez (377,14 kg és 12,06 kg/év). Utóbbi tanulmányban a faállomány fajkészlete hasonló volt a vizsgálatunkban szereplő szegedihez, ezek közül a platán volt hasonló méretű fákban álló populáció (átlagos DBH: 64,5 cm), mint Szegeden (átlagos DBH: 63 cm). Erre a fajra Szegedre kapott 1406,24 kg-ot kaptunk széntárolásban, míg 35,91 kg/év-et szénmegkötésben, Russo et al. (2014) munkájában ugyanezek az értékek némileg 1500 kg fölött ill. 35 kg/év fölött voltak (allometrikus egyenletek segítségével készült becslések). Átmérő-csoportonként részletezve publikált szénmegkötés-eredményekről nincs tudomásunk Európából. Martin et al. (2012) munkája egy alabamai, a szegedihez hasonlóan zömmel intézményi környezetben elhelyezkedő városi erdőre (university campus) vonatkozó eredményeket is közöl, ez a város Szegeddel megegyező átfogó klimatikus zónában (Cfa)

fekszik a Köppen-féle beosztás szerint. Az ott kapott eredmények az itt használt kategóriákban (1-15 cm, 16-30 cm, 31-45 cm, 46-60 cm, 61-76 cm, 77+ cm): 3, 8, 15, 22, 32, 54 kg/év. Ugyanezek az értékek a teljes szegedi városi erdőre: 2, 7, 13, 24, 36, 54 kg/év. Egy átlagos európai város fái által nyújtott szénmegkötés általában nem jelentős a település teljes kibocsátásához képest, ugyanakkor számottevőbb arányú a település által központilag szabályozható tevékenységek kibocsátásaihoz képest (Baró et al. 2014). Európában az erdészeti szektor nem része az Emission Trading System-nek, ugyanakkor ez a jövőben várható, aminek elméletileg részévé válhatnak a városi erdők is. Bár a külterületeken levő nagyobb kiterjedésű sűrű természetes vagy akár ültetett erdők értelemszerűen jóval jelentősebb szénmegkötőknek tekinthetők, ugyanakkor pl. az USA-ban ismerünk olyan települési szénelszámolási projekteket amik a faültetést is számításba veszik (McPherson et al. 2013). Magyarországon egészen az elmúlt egy-két évig csak néhány település rendelkezett települési klímastratégiával, melyek elsősorban a települési kibocsátásokat értékelik, ezekben helye lehet a városi zöld infrastruktúra vonatkozó szerepe értékelésének, különös tekintettel a fákra, melyek ebből a szempontból kitüntetett szerepűek. Ezt elősegítheti, hogy a hazai nagyobb városok jelentős része rendelkezik valamilyen szintű fakataszteri adatbázissal. A légszennyezők az egészségi állapottal statisztikailag kimutatható kapcsolatban vannak Szegeden, ez jól kimutatható a városi erdő által két legnagyobb mennyiségben megkötött szennyező, az  $O_3$  és  $PM_{10}$  esetében is (Matyasovszky et al. 2011). Ennek a szolgáltatásnak a jelentősége azért is nagy, mert a szennyezőanyag-koncentrációban kis mértékű változás is érzékelhető javulást eredményezhet szennyezettebb időszakokban. A vizsgált szolgáltatások mellett további, klimatológiai vonatkozású hasznai is vannak a városi faállományoknak, ezek közül a hőstressz-mérsékléssel kapcsolatban több, mérési és modell-alapú értékelés is született Szegeden, melyekben magam is részt vettem (Szkordilisz és Kiss 2016a,b; Kothencz et al. 2018; Takács et al. 2014; 2016a,b,c,d). A szolgáltatások egy része monetáris értékben is kifejezhető. A városi faállományokat kezelő szervek gazdálkodási adatiból általában kinyerhetők a vizsgált faállományok kezelésének költségei, kezelési beavatkozás szerinti bontásban (ültetés, kezelés, adminisztráció, etc.). Pothier és Milward (2013) Toronto-i kisebb faállományukra a klimatológiai vonatkozású szolgáltatások (szénmegkötés, szennyezőanyag-megkötés, csapadékvíz-megkötés, energiamegtakarítás) értékének összegzésével és a költségekkel való összehasonlítással egy 1,35:1-es haszon-költség arányt kaptak. Több tanulmány szerint az ingatlanérték hozzáadása jelentősen növelheti a haszon értékét. Peper et al. (2007) tanulmányában (egy nagyobb New York-i elemzésben) ennek figyelembevételével 5,6:1-es, Soares et al. (2011)-nél 4,48:1-es arány jött ki. Magyarországon az önkormányzatoknak a vagyongazdálkodás részeként törvényi kötelezettségük a zöldségvagyonról is nyilvántartást vezetniük. Ennek segítéséhez létezik Magyarországon kidolgozott és a szakigazgatásban használt értékelőrendszer a különböző méretű, állapotú és városon belüli helyzetű fák értékének megállapítására (Radó 1981). Ez az i-Tree-hez hasonlóan a városi fák multifunkcionalitását kívánja megfogni, bár a gazdasági értékelés az általában nem az egyes szolgáltatások kvantifikálásán és monetáris értékének megadásán alapszik, hanem valamilyen alapérték alapján (pl. facsemete ára), amiből a méret-adatok és korrekciós faktorok alapján vezetnek le faértéket. A széles körű, tehát pl. minden városi önkormányzat általi használatra az i-Tree csak teljes adaptációt követően lenne alkalmazható, ugyanakkor az egyszerűbb módszerek pontosítására (pl. a gazdasági érték pontosabb becslésére a kvantifikált externáliák alapján) alkalmas lehet, ami ezekkel kapcsolatos összehasonlító vizsgálatokat igényel. Az i-Tree Eco megbízható használatához kulcsfontosságú a terepi protokoll pontos követése, különös tekintettel a koronahiány és elhalt részek adataira,

mivel ezek a faállapot meghatározói, ami a vizsgálataim szerint jelentősen befolyásolja a szolgáltatásokkal kapcsolatos eredményeket. Továbbá a teljesen pontos ökoszisztémaszolgáltatás-elszámoláshoz szükséges figyelembe venni a növények által okozott kedvezőtlen hatásokat (disservice-eket) is. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének gyakorlati alkalmazására sor kerülhet város léptékben, átfogó települési zöld infrastruktúra értékelésként (pl. Melbourne, Barcelona), de megfelelő keretrendszer rendelkezésre állása esetén mikroléptékű közterület-fejlesztési beavatkozások hatásértékelésében is szerepük lehet (Grêt-Regamey et al. 2013).

A különböző kezelésű faállományokkal kapcsolatos esettanulmányunkkal néhány adatot szeretnénk volna biztosítani egy számos további vizsgálatot igénylő problémához. A fasorok rendeleti védelme, melyben a választott területpárok különböznek, nem minden esetben jelentős kezelésbeli különbségeket. Élet- és vagyónvédelmi okokból védett faállományokban is végrehajtható tisztító vágás, illetve a nem védett állományok jelentős része jó állapotban van jogi védelem nélkül is. Továbbá az ilyen jellegű összehasonlításokat az is nehezíti, hogy amint a munkánk korábbi részeiben kimutattuk, a faállapot, ami például a két sugárúti fasor különbségének fő okozója volt, azt önmagában a választott fafaj is befolyásolja valamennyire, azok eltérő levélfelület-termelése és várostűrése miatt. Munkánkban ezért kifejezetten olyan területpárt kerestünk, ahol egyértelműen nagyrészt a kezelésbeli, beavatkozásbeli eltérésre visszavezethető különbség van. Az okok tehát ismertek voltak, a célunk annak vizsgálata volt, hogy az ilyen különbségek ökoszisztéma-szolgáltatásokban milyen jelentőségűek. A két szomszédos utca összehasonlításával, melyek közül az egyikben egységes együtemű fasorcserét hajtottak végre, a különböző építési, közterület-fejlesztési beruházások során bekövetkező fakivágások hatásának értékeléséhez is szeretnénk volna egy példát szolgáltatni. A nem védett Gutenberg utcában telepítésre került egy új fasor, ugyanakkor vizsgálatunk során kimutattuk, hogy az idős fák rendkívül nagy mennyiségben biztosítják a klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatásokat. Bár az idős fáknál általában a kezelési költségek is magasabbak, de például McPherson (2003) vizsgálatában kimutatta, hogy az általa vizsgált fajok többségénél idős korban kiugróan megnő a haszon-költség arány, vagyis a szolgáltatások nagy mennyisége jelentősen meghaladja a némileg megnövekedett fenntartási költségeket. A vizsgált, illetve a gazdasági értékelés kapcsán említett szolgáltatások mellett ez nagyon erősen megjelenik a monetáris értékben nem kifejezhető hőstressz-szabályozás (árnyékolás és evapotranspiráció révén) szolgáltatásában is. A nagy, idős fák egyszerre történő kivágásával esetleg a helyszínre kerülő kis méretű, kis levélfelületű fák értelemszerűen még nem tudják jól szabályozni a mikroklímát, az ilyen utcák nyaranta sokáig még hőstresszel erősen terhelt utcakanyonok maradnak. Ezeken kívül az idős, régóta az utcában levő fák látványértéke is nagy, a lakosság kötődhet hozzájuk, vagyis fontos kulturális szolgáltatásokat is biztosítanak. Ez azt jelenti, hogy az idősödő, beteg, esetleg veszélyes egyedeket is tartalmazó fasorokban csak fokozatos, egyedenkénti fasorcserét tanácsos kivitelezni. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a Hajnóczy utca meglevő fasorának adatain látszik (magas koronahiány és elhalt rész), hogy itt mivel a szellős, erősen elágazó lombkoronájú városszerte általánosan rossz állapotú japánakác egy szűk utcában alkot fasort, az egyre nagyobb fák még rosszabb egészségi állapotba kerültek, még több részük száradt el. Ilyen jellegű fasor volt a Gutenberg utcában annak kivágása előtt, ez is hozzájárulhatott hogy a döntéshozók az egységes együtemű cseréje mellett döntöttek. Ez is arra utal tehát, hogy a fatelepítésekkel érdemes megvizsgálni az adott faj szolgáltatás-biztosító képességét a városban (vagyis az általános állapotát, ami erősen összefügg a várostűréssel), amihez az elemzésünkben bemutatott adatbázis kialakítása és karbantartása

javasolt minél több városban. Az egyes fajok viselkedése, életmenete és az ökoszisztéma-szolgáltatások eközben való alakulása legjobban akkor követhetők nyomon, ha a költségekről, vagyis a fákkal kapcsolatos ápolási, fenntartási munkákról is egyedszintű nyilvántartást vezetnek.

### ***5.2.3. Élőhelyrekonstrukciók hatása az élőhelyek szénforgalmának néhány jellemzőjére***

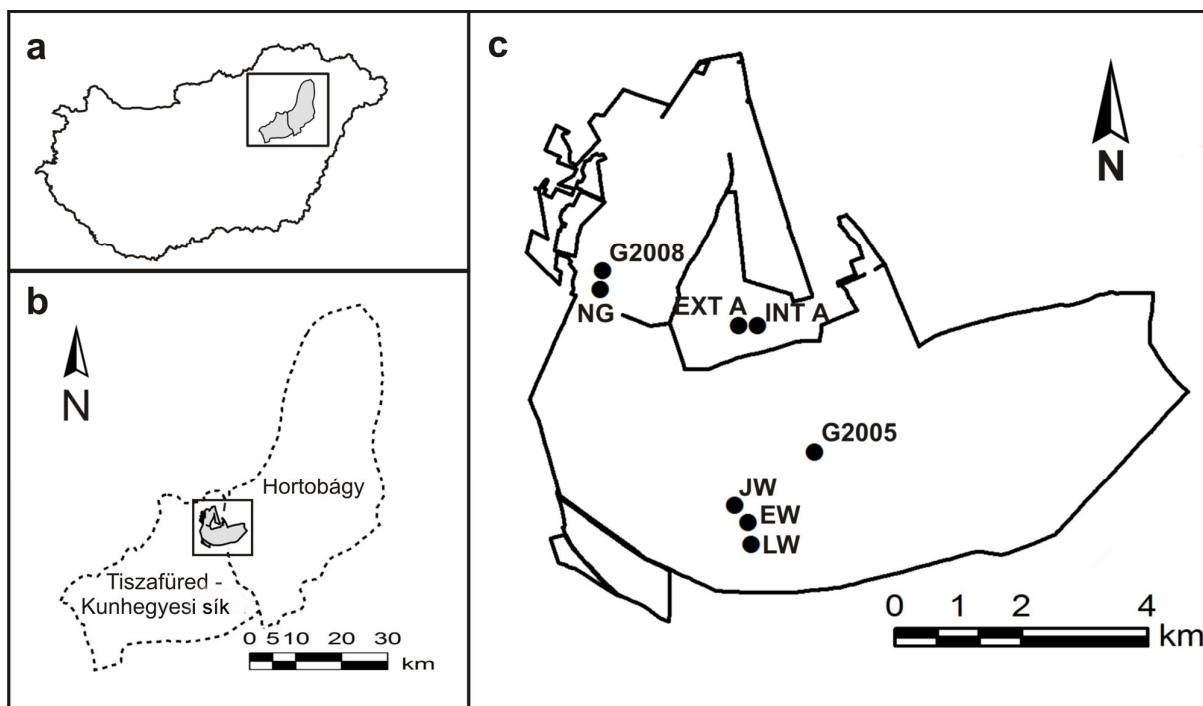
A következő években-évtizedekben a természetes élőhelyek igen nagy körének rekonstrukciója várható Európa számos részén. Ez részben a művelt területek agrárpolitikai változások miatti széleskörű felhagyásának, részben a természetvédelmi szektor megerősödésének, élőhelyrekonstrukciós projektek elterjedésének, részben közvetlen szakpolitikai céloknak köszönhető (az EU Biodiverzitás Stratégia 2020 a leromlott állapotú ökoszisztémák 15%-ának helyreállítását irányozza elő 2020-ig). A természetvédelmi célú élőhelyrekonstrukciók célja sok esetben deklaráltan az ökoszisztéma-szolgáltatások helyreállítása, növelése. Ez egyértelműen feltételezi a biodiverzitás növekedése (mint az élőhelyrekonstrukciók közvetlen célja) és az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyisége közötti általános pozitív kapcsolatot. A biodiverzitással összefüggő biotikus (pl. faji és funkcionális csoportokkal kapcsolatos jellemzők, tájszerkezeti adottságok) és abiotikus tényezőknek (pl. domborzati és klimatikus adatok) külön-külön is érdemes vizsgálni a kapcsolatát a különböző ökoszisztéma-funkciókkal és -szolgáltatásokkal (Harrison et al. 2014). A dolgozat több esettanulmánya, így jelen munkarész szempontjából is kiemelt szerepű szénmegkötés szempontjából viszonylag könnyen értékelhetők a különböző fajösszetételű, szerkezetű gyepek a biomasszaprodukción és a talaj széntartalmának változásán keresztül (Tilman et al. 2001, Steinbeiss et al. 2008). Az élőhelyrekonstrukciók ökoszisztéma-funkciókra és -szolgáltatásokra való hatásának értékelésében további fontos szempontként kell megjelennie annak, hogy a rekonstruált életközösségek fajkészlet és több más fontos ökológiai tulajdonság szempontjából is csak hosszú évek után érik el a célállapotot, illetve bizonyos kevésbé jól regenerálódó élőhelytípus esetében a teljes regeneráció akár egyáltalán nem is lehetséges. A szakirodalomban számos példát találunk különböző léptékű tájhasználat-váltási tevékenységek, élőhelyrekonstrukciók ökoszisztéma-funkciókra és -szolgáltatásokra gyakorolt hatásának értékelésére (Benayas et al. 2009, Feng et al. 2013, Brahma et al. 2017). Ezek között szintén találunk gyeptelepítések szénforgalmával kapcsolatos vizsgálatokat (Nelson et al. 2008, De Deyn et al. 2011), valamint több gázra kiterjedő, részletes fluxusmérésekre alapozott ÜHG-leltárakat is (Merbold et al. 2014). Az ilyen munkákban ritkán szerepelt a célkitűzések között a regenerációs folyamat részletesebb vizsgálata, különösen állomány léptékű fluxusokkal kapcsolatban. Terepi méréssorozatunkat ezért elsősorban az ezzel kapcsolatos kérdések megválaszolása érdekében végeztük.

Ezek az eredmények az élőhelyrekonstrukciók ökológiai, ökofiziológiai pontos hatásértékelésén kívül a széndioxid (vagy más üvegházhatású gáz) megkötésének az átfogó ökoszisztémaszolgáltatás-értékelőrendszerekben, mátrix-modellekben való megfelelő paraméterezését is segítik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezéséhez használandó indikátorok, proxy-értékek megadásakor figyelembe kell venni, hogy a biztosított szolgáltatás mennyisége sok esetben jelentős mértékben függ a befolyásoló természeti tényezők variabilitásától (pl. időjárás) és a tájhasználati intenzitástól. A gyepek, szántók, vizes élőhelyek szénforgalma erre egy jó példa, mivel a különböző abiotikus természeti tényezők, valamint a mezőgazdasági tájhasználat intenzitás szerint megkülönböztethető formái (intenzív vagy

extenzív művelés, legeltetés különböző módjai) jelentősen befolyásolják az ÜHG-mérleget. Erre vonatkozóan hazai vizsgálatok is folytak a GreenGrass projekt keretében (Czóbel et al. 2008a, 2012, 2013, Horváth et al. 2008, 2010). Esettanulmányunk rész-célkitűzése a fentiek alapján az volt, hogy egy hazai gye- és vizes élőhely-rekonstrukció példáján megvizsgáljuk, hogy a különböző korú, de nagyjából megegyező célállományokat kitűző gyepesítéseken vizsgálva, milyen módon változik a vizsgált élőhelyek szénforgalmának néhány fontosabb jellemző tényezője. Ez alapján, a szóban forgó élőhelyekre rendelkezésre álló eddigi hazai eredményeket is figyelembe véve azt is vizsgáltuk, hogy a nagyléptékű tájhasználat-váltások hatásainak értékelését célzó értékelőrendszerekben, modellekben a rekonstruált élőhelyek így megállapított tulajdonságait szükséges-e, illetve milyen módon lehet figyelembe venni.

#### 5.2.3.1. Mintaterület

Munkánk mintaterülete az **Egyek-Pusztakócs élőhelykomplexum** volt a Kelet-Magyarországon található Hortobágyi Nemzeti Park területén, ahol az utóbbi évtizedekben több lépcsőben jelentős vizes élőhely-rehabilitáció zajlott, majd 2004 és 2007 között Európa legnagyobb területre kiterjedő gyeprekonstrukcióját hajtották végre (Vida et al. 2010, Török et al. 2011) egy LIFE projekt keretében (összesen 760 hektáron). A gyepesítések célállományai löszös és szikes gyepes területek voltak, melyekből referencia ősgyep állományok is nagy számban találhatóak az élőhelyrekonstrukciós területen és a tágabb táji környezetben. Ezek mellett különböző intenzitással kezelt szántók és elsősorban az említett tájrekonstrukciós munkák során létesített vizes élőhelyek is találhatóak a területen. Ezek az élőhelyek adták a méréseink során ÜHG-forgalom szempontjából összehasonlított vizsgálati egységeket. A vizsgálati terület természetföldrajzilag a Tisza folyó egykori ártere, ami a terület domborzati viszonyait és ezen keresztül a vegetáció szerveződését is meghatározza. A mélyebb fekvésű területeken (egykori medermaradványokban és ártéri laposokban) találhatóak a különböző ideig elöntés alatt álló **vizes élőhelyek**, míg a magasabb térszíneken a **szárazgyepek**. Ez utóbbiak nagy területű rekonstrukcióját tűzte ki célul a projekt, kis fajszámú magkeverékek használatával. Mintapontjaink a különböző időpontban létesített (így különböző korú) gyepes területek, egy referencia ősgyep állomány, a megelőző állapot jellemzésének céljával mintázott, **extenzíven és intenzíven kezelt szántók**, valamint egy rehabilitált mocsár parti zonációjából választott, 3 különböző vizes élőhely voltak (5. térkép).



5. térkép: A vizsgálati terület és a mintavételi pontok elhelyezkedése (G2005: 2005-ben rekonstruált gyepek, G2008: 2008-ban rekonstruált gyepek, NG: referencia ösgyepek, INT A: intenzíven művelt szántó, EXT A: extenzíven művelt szántó, LW: békalencse által uralt vizes élőhely, EW: egypelyvás csetkák (*Eleocharis uniglumis*) által uralt vizes élőhely, JW: sziki szittyó (*Juncus gerardii*) által uralt vizes élőhely)

#### 5.2.3.1. Vizsgálati módszerek

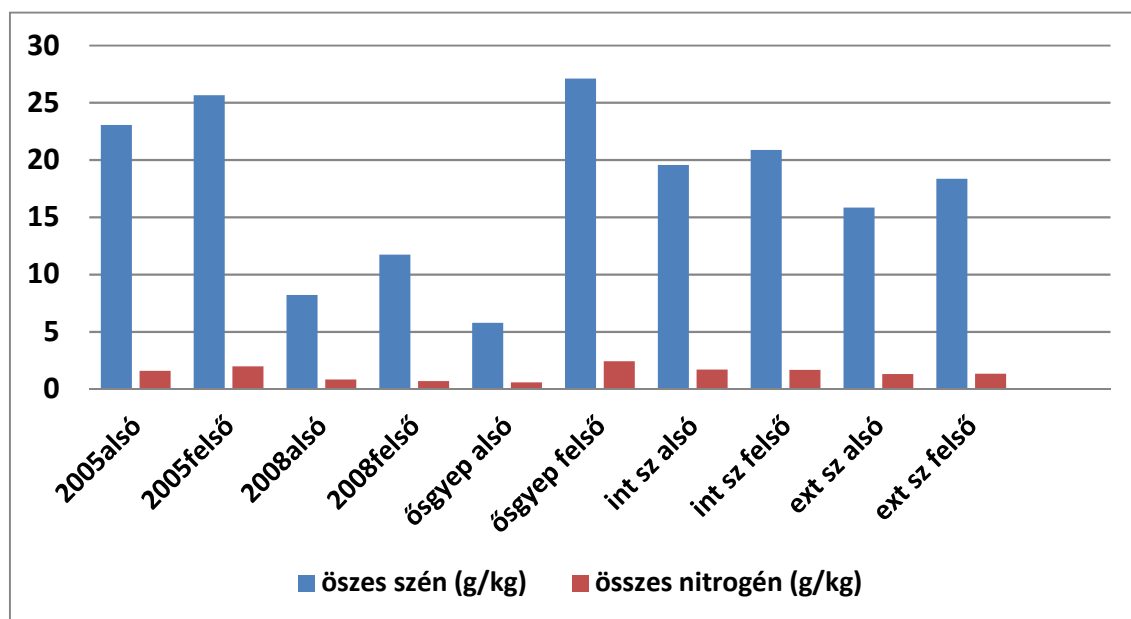
Ebben a munkánkban az ökoszisztémák szénforgalmát leíró tényezők közül a nettó ökoszisztéma  $\text{CO}_2$ -gázcsere, valamint a **talaj és a vegetáció szén- (és nitrogén-) tartalmát** mértük a választott (vizsgált típusonként 1-1) mintapontokban, a 2011-es év vegetációs időszakában. Ezek közül a talaj és vegetáció elemtartalmára vonatkozó vizsgálatokra és eredményekre koncentrálnak. A talajok C- és N-tartalmát **két talajszintből** vett mintákon mértük (0-10 és 10-30 cm) egy alkalommal a vegetációs időszak első intenzív növekedési időszakában (ugyanekkor mértük a vízminták elemtartalmait is), míg a föld feletti biomassza elemtartalmát (mindegyik élőhelytípusban) a vegetációs időszak kezdetén és végén. Az elemtartalom-méréseket tömegállandóságig történő szárítás után végeztük Elementar Vario Max CN készülékkel, a gyártó által meghatározott, adott típusú mintákra kidolgozott módszerrel, a pozitív kontroll glutaminsav volt. A vízminták elemtartalmát az *Eleocharis* és *Juncus* állományokban mértük Apollo 9000 TOC analizátorral, 5 pontos kalibráció mellett, kálium-nitrátot és kalcium-karbonátot használva pozitív kontrollként. A  $\text{CO}_2$ -gázcsere mért adata az ún. nettó ökoszisztéma gázcsere (net ecosystem exchange – NEE) volt, ami az összesen felvett és kibocsátott szén mennyiségének különbsége.

#### 5.2.3.2. Eredmények és megvitatás

A talajok két vizsgált szintjének össz-széntartalma nagyságrendjét tekintve viszonylag alacsony, a felső szinté ezen belül minden esetben magasabbnak bizonyult (12. ábra). A gyepek



közül a legmagasabb széntartalmat az ősgyep-talaj felső szintében mértünk, ettől kis mértékben (5,4%) maradt el a korábban restaurált gyep értéke, míg jelentősen kisebb volt a később (2008) restaurált gyepé (56,7%). Az intenzív szántó talajában mindkét szint széntartalma magasabb volt, mint az extenzív szántóban (alsó szintben: 23,5%, felső szintben: 13,7%), ami minden bizonnyal a műtrágyázásnak köszönhető. A talajok N-tartalmát tekintve az egyes típusok közötti arányok hasonlóak, két esetben (a később restaurált gyepnél és az extenzív szántónál) az alsó szintben magasabb N-tartalmat mértünk. Az ősgyep magas talajszén-tartalma felhívja a figyelmet a természetközeli, jól strukturált élőhely magas széntárolási potenciáljára. A régebben restaurált gyep talajának magas C- és N-tartalmi értékeit valószínűleg jelentős mértékben az is magyarázza, hogy ez egy intenzíven legeltetett gyep, ami korábbi hazai vizsgálatok szerint jelentős emelkedést eredményez ezekben a paraméterekben (Czóbel 2008a). Továbbá szerepet játszhat az is, hogy ennél a gyepnél a C/N arány egyértelműen kisebb a többi gyepnél, a növények a nitrogénforgalmon keresztül is erősen befolyásolhatják a talaj széntartalmának alakulását. Alacsonyabb C/N hányadosú avart produkáló növényállományokban a mikrobiális aktivitás erősödhet és a felvehető nitrogén mennyisége nőhet. Ez növelheti a produktivitást és a talajba jutó szénmennyiséget. Ugyanakkor a régebben restaurált gyep magas talajszén-tartalmában minden bizonnyal szerepet játszik a talajművelési beavatkozásoktól mentessé vált és a folyamatos szervesanyag-input révén történő regeneráció (jóllehet egy referencia természetes gyepet elérő vagy azt nagyon megközelítő talajszén-tartalom eléréséhez a legtöbb gyeptípus esetében több évtizedre van szükség). A víz elemtartalmában az Eleocharis-os állomány értékei sokszorosai (C: 114,08 g/l, N: 70,24 g/l) voltak a Juncus állományénak (C: 4,78 g/l, N: 2,22 g/l). Ennek egy lehetséges magyarázata, hogy a csetkákás (Eleocharis) állományok hosszabb vízborítás alatt álló, kevésbé szikes vizű szikes mocsarakban jellemzőek, ami magasabb szervesanyag-tartalmat tesz lehetővé. Ezzel szemben a szittyó (Juncus) populációk a szoloncsákosodó, felszínközeli erősen szikes rétek gyakori képviselői, ez magyarázhatja a szervesanyagban való szegényebb jelleget (Bölöni et al. 2011).



12. ábra: A talajok (különböző szintjeinek) széntartalma a gyep és szántó mintavételi pontokon

A biomasszaminták elemtartalmát tekintve (10. táblázat) a C-tartalomban tapasztaltunk kisebb variabilitást az év során. A gyepek közül az ősgyepnél haladta meg a mért őszi érték a tavaszt. A két szántó növényzetének C-tartalma alig tér el, míg a vizes élőhelyeknél egyértelműen magasabb C-tartalom tapasztalható ősszel, mint tavasszal. Ennek egy lehetséges magyarázata, hogy az extrém száraz 2011-es mérési évben a nyári csapadékhiányos időszakot a növények a C hajtás irányába történő allokációjával vészelhették át. A N-tartalomban az egyes vizsgálati típusok értékeinek egymáshoz viszonyított aránya nagyjából megegyezett a tavaszi és őszi mintákban, de az éven belüli variabilitás nagyobb volt. A régebben restaurált gyepek a többi gyeppel képesti magas biomassza N-tartalmában szerepet játszhatott a legeltetés is, ami korábbi hazai vizsgálatokban (Czóbel 2008b) a hajtások magasabb N-tartalmát okozta. Általában véve meg kell említeni az egyes mintapontokban kapott eredmények értelmezéséhez, hogy bár a mintapontok kiválasztása úgy történt, hogy azok a lehető legjobban reprezentálják az adott terület típusokat (konzultálva a teljes területet és az élőhelyrekonstrukciós projektet jól ismerő szakemberekkel), de a vizsgált ökofiziológiai folyamatok tér- és időbeli variabilitása miatt általánosításra csak a több pont eredményei alapján, öszvevontan leszűrhető megállapítások lehetnek alkalmasak.

	tavasz			ősz		
	TC(g/kg)	TN	C/N arány	TC(g/kg)	TN	C/N arány
<b>2005gyep</b>	415.9	16.8	24.8	402.9	20.7	19.5
<b>2008gyep</b>	436.1	7.8	55.7	431.5	15.8	27.3
<b>ősgyep</b>	427.9	13.9	30.9	440.8	16.4	26.8
<b>int szántó</b>	407.7	15.7	26.0	408.5	32.7	12.5
<b>ext szántó</b>	406.7	6.4	63.3	412.5	24.8	16.6
<b>BL-RŐ</b>	289.9	21.6	13.4	416.3	36.3	11.5
<b>CSK</b>	386.2	24.4	15.8	398.0	24.0	16.6
<b>SZTY</b>	407.3	18.9	21.6	428.5	13.4	31.9

10. táblázat: A biomasszaminták elemtartalma a mintavételi pontokban

A gázcsere mérés eredményeit tekintve elmondható, hogy a három vizsgált ökoszisztéma közül a legkisebb CO<sub>2</sub>-megkötést a szántóföldi kultúráknál, míg a legnagyobb mértékű CO<sub>2</sub>-fixációt a vizes élőhelyeknél mértük. A különböző gyeptípusokban mért adatok azt mutatják, hogy az adott élőhelyen természetesnek tekinthető, minimálisan bolygatott gyeptársulás jelentős szénmegkötő potenciállal rendelkezik, mely felülmúlja a szukcesszió eltérő stádiumaiban lévő gyepek szénfelvételét (Kiss et al. 2014).

Eredményeink közül az egyes élőhelytípusok ökofiziológiai működése szempontjából az alábbiakat emeljük ki: **a természetközeli, jól strukturált gyeptípusok kiemelkedő szerepűek az állományszintű szénmegkötésben** valamint **a talajban történő szénraktározást tekintve is**. A restaurált gyepeknél a telepítés óta eltelt néhány éves intervallumban szénforgalom szempontjából egyértelmű tendencia nem állapítható meg. A talaj széntartalmában a legeltetés intenzitása erősen befolyásolhatja a regenerációt a szántóművelés felhagyása után, míg a nettó szénmegkötés értékei nem lineárisan változnak a gyepek létesítését követően, a magvetést követő első években a gyom jellegű fajok elszaporodása átmenetileg jelentősen megnöveli az NEE értékét. Ez a területre jellemző és az élőhelyrekonstrukció révén szintén helyreállítani kívánt más ökoszisztéma-szolgáltatások esetében is megfigyelhető: Szabó (2012) munkájában

arra mutatott rá szintén az egyek-pusztakócsi élőhelyrekonstrukció monitoring eredményei alapján, hogy a beporzást mint ökoszisztéma-szolgáltatást biztosító vadméh közösségek legnagyobb diverzitásban a nagy fajszámú friss parlagterületeken találhatók meg. A szekunder szukcesszió szénforgalomra gyakorolt hatása mindenképp további vizsgálatokat igényel, lehetőleg minél több tájtípusban. Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezését szolgáló modellek (Petz et al. 2012, Sharp et al. 2018) egy része már alkalmas a tájhasználati intenzitás figyelembevételére, ugyanakkor többnyire ez az egyes széntárolók széntartalmának megadásán keresztül történik. Ez elvileg lehetővé teszi, hogy tájhasználati formákon belül differenciáljunk a különböző kezelési alternatívákat is figyelembe véve. Ez fontos lehet a fenti eredményeink és a földhasználati módok hatásaival kapcsolatos korábbi eredmények (Czóbel et al. 2008a, 2008b, 2012, 2013.) tükrében, azonos tájhasználati formákon belül számottevő, tendenciaszerű különbségeket tapasztalhatunk a különböző széntárolók széntartalmában az indikációs szempontból már figyelembe vehető használati intenzitás szerint. Direkt élőhelyrekonstrukciós célú beavatkozásoknak a szénmegkötésre vagy más, szünbotanikai-szünfiziológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatásra vonatkozó hatásértékelésre lehetőség van ilyen területeken végzett mérések alapján. Ezeknél törekedni kell a szukcessziós stádiumnak és a kezelésnek leginkább megfelelő indikátorok, proxy-értékek megadására.

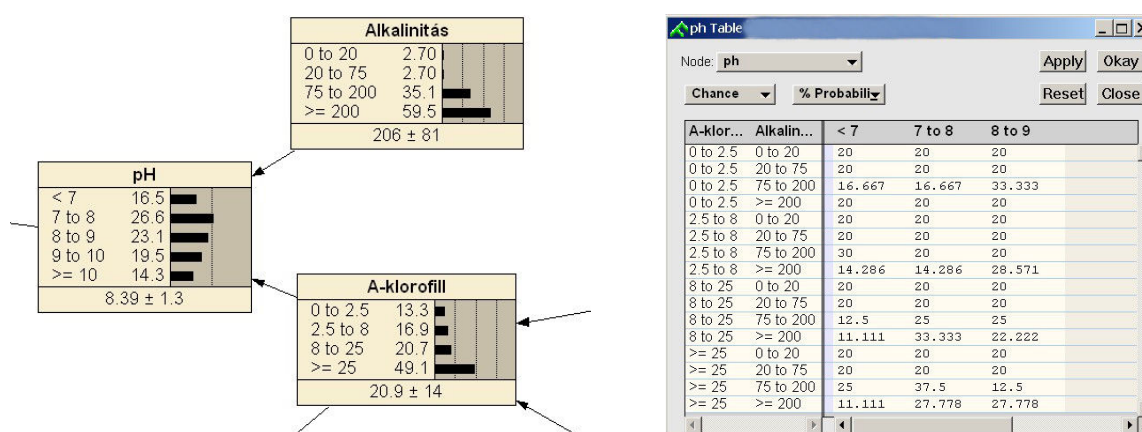
## 6. AZ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK MODELLEZÉSI LEHETŐSÉGEI A MESTERSÉGES INTELLIGENCIA MÓDSZEREINEK FELHASZNÁLÁSÁVAL

Az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésének komplexitás (és elméleti újszerűség) szempontjából egyik legmagasabb ill. legújabb szintjét a mesterséges intelligencia módszertanához tartozó technikák alkalmazása jelenti. Ezek feltételezik azt, hogy a szolgáltatások biztosításának ökológiai és társadalmi-gazdasági folyamatai már igen jól ismertek legyenek (így determinisztikus modellek hozhatók létre), és/vagy jelentős mennyiségű mérési, empirikus modellezési eredmény álljon rendelkezésre ezekkel kapcsolatban. Így ez a megközelítés az utóbbi években, már az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének széleskörű nemzetközi elterjedése után jelent meg. Ugyanakkor az adatokban vagy mérési eredményekben levő mintázatok felismerése, az algoritmusok számítógép általi tanulása vagy az optimalizálási eljárások az ipari, mezőgazdasági szakterületekhez („Ipar 4.0”, precíziós mezőgazdaság, stb) hasonló nagy távlatokat, számos új kutatási és gyakorlati alkalmazási lehetőséget nyithatnak a környezettudományokban, így a tájökológiában is. A mesterséges intelligencia fogalmának meghatározására számos megközelítést ismerünk a szakterület fejlődésének különböző időszakaiból. Egyes definíciók az emberi, vagy racionális módon való gondolkodást, mások az ugyanilyen cselekvést helyezték előtérbe a rendszerek fő attribútumaiként (Russell és Norwig 2005). Általában is a mesterséges intelligencia meghatározására, és szűkebben az általam kitűzött szakterületi célok szempontjából Bellmann és Kurzweil definícióit tartom a legmegfelelőbbnek. Előbbi értelmezésében a mesterséges intelligencia „Az emberi gondolkodással asszociálható olyan aktivitások automatizálása, mint pl. a döntéshozatal, a problémamegoldás, a tanulás...” (Bellman 1978), míg utóbbi szerint „Az olyan funkciókat teljesítő gépi rendszerek létrehozásának a művészete, amelyhez az intelligencia szükséges, ha azt emberek teszik (Kurzweil 1990)”. A felhasználási igényekhez igazodva az utóbbi években jelentős mennyiségű tapasztalat gyűlt össze mesterséges intelligencia környezettudományi alkalmazásával kapcsolatban. Csak példákat említve: a mesterséges neurális hálózatok vegetáció-változások, vagy a légköri pollenkoncentráció predikciós modelljeiben egyaránt fontos szerepet játszhatnak (Hilbert és Ostendorf 2001, Csépe et al. 2014). Döntési fákat alkalmaztak többek között idegenhonos halfajok ökológiai hatásainak becslésére (Kolar és Lodge 2002), multispektrális űrfelvételek vegetációtérképezési célú osztályozására (Baker et al. 2006) vagy savas esők keletkezésének modellezésére (Zhang et al. 2012). A fuzzy logika például földrajzi-táji rendszerek határainak elkülönítését segítheti (Bata et al. 2013). Fontos eszközt jelentenek a Bayes-hálók és az evolúciós algoritmusok, amelyek a következőkben bemutatandó esettanulmányok módszertanát adják.

### 6.1. Karsztos tavak eutrofizációs folyamatainak modellezése Bayes-hálók segítségével

A Bayes-hálók a környezettudományi kutatások és döntéshozási alkalmazások egyre gyakrabban használt eszközei. A mesterséges intelligencia eszköztárásba tartozó **grafikus modellek** használata az orvosi diagnosztikában terjedt el először (Kahn et al. 1997), de azóta számos más szakterületen is használják, például pénzügyi (Chong és Klüppelberg 2017), telekommunikációs (Szpyrka et al. 2013) és szövegelemzési problémáknál (Aggarwal és Zhai 2012). A környezeti modellezésben és menedzsmentben az eddigi alkalmazások jelentős része halászati-hidrobiológiai példa (pl. Underwood et al. 2016), de találunk többek között vízhasználati (Bromley et al. 2005) és a klímaváltozás hatásaival foglalkozó tanulmányt

(Sperotto et al. 2017) is. Előnyük, hogy a változók között **feltételes valószínűségekkel** megadható kapcsolatokat is tudnak kezelni, így különösen alkalmasak például a különböző emberi beavatkozásoknak a modellbe való beépítésére. Ennek is köszönhető, hogy ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésére is egyre gyakrabban használható eszköz (Landuyt et al. 2013, Pérez-Miñana et al. 2016). További előnyük, hogy a feltételes valószínűségek **szakértői döntések** alapján is felállíthatóak, tehát egy modell elkészítéséhez nincs feltétlenül szükség mért adatokra (legfeljebb a validációhoz). A változók csomópontokként, a függőségi relációk élekként szerepelnek. A változók közötti kapcsolatokat feltételes valószínűségtáblák definiálják, amelyek megadják, hogy a szülő változók különböző értékei esetén az adott változó milyen valószínűséggel vesz fel különböző értékeket (13. ábra).



13. ábra: Egy kiválasztott változó és szülő változói a grafikai modellben, illetve a hozzá tartozó feltételes valószínűségtábla

Ha egy csomópontnak több szülő csomópontja van, akkor azok felvehető értékeinek minden kombinációjára fel kell írni a feltételes valószínűségeloszlást. A feltételes valószínűségek mellett lehetőség van determinisztikus kapcsolatok, egyenletek megadására is. A változók lehetnek diszkrét vagy folytonosak, ez utóbbi esetben a felvehető értékeket diszkrétizálni kell. A Bayes-hálók segítségével lehetőség nyílik **az okok valószínűségére következtetni a hatásokból (diagnosztizálás)**, így készült az általam az alábbiakban bemutatott esettanulmány is.

### 6.1.1. A vizsgálati terület és a kutatás témaköre

A **felszíni vizek eutrofizálódása** az emberi tevékenység miatt növekvő tápanyagterhelés által okozott vízminőség-romlást jelenti. Ez először csak bizonyos funkciók elvesztésében nyilvánul meg, végül pedig az adott ökoszisztémában vagy táji környezetben addig betöltött szerepük teljes eltűnéséhez vezethet. Az erős algavirágzások, a vizek elszíneződése, a különböző szaghatások, valamint az időnként bekövetkező tömeges halpusztulások hatására széles (a szakmai közösségeken túlmutató) körben megjelent a folyamat megállításának, illetve visszafordításának igénye (Somlyódy és van Straten 1986). A káros hatások megszüntetésére irányuló kísérletek, beavatkozások a folyamatok, összefüggések alapvető tudományos feltárása után indulhattak el. A pontszerű szennyezőforrások könnyebben lokalizálhatóak és megszüntethetőek, a szórt szennyezések (mezőgazdaság, települések, közlekedés) kezelése viszont jóval összetettebb feladat.

Kutatásaim a témában a **Gömör-Tornai-karszton** folytak, felhasználva egy korábbi terepi és laboratóriumi mérésorozat eredményeit, melynek célja az egyes állóvizek vízminőségének felmérése és az ezt befolyásoló környezeti hatások felmérése volt (Samu et al. 2010, 2012). Karsztos területen ezek a vizsgálatok különösen indokoltak, hiszen a víz jelentős formáló tényezője a karsztrendszernek, a gyors beszivárgás miatt a víz (és azzal együtt a tájhasználatból eredő szennyezések) hamar lejutnak a felszín alá. A vizsgálat indokoltságát az is alátámasztja, hogy a területen az utolsó néhány évtizedben több állóvíz is a feltöltődés végső stádiumába került, néhány pedig teljesen eltűnt.

Esettanulmányomban az **ammónia** mennyiségének alakulását vizsgáltam, ami a halállomány egészségi állapotát befolyásolja (bizonyos koncentrációban idegméregként hathat) (Szilágyi 2007). Az ammóniát a növények és az állatok választják ki, valamint az élő szervezetek és a szennyvíz baktériumok általi lebontása során, ipari emissziók és a műtrágyabemosódás következtében is előfordulhat a vizekben (Randall és Tsui 2002). Az ammónia nagyobb arányban lúgos pH-n és magasabb víz hőmérsékletnél képződik az ammóniumionból (így elsősorban nyáron alakulhat ki a halakra mérgező koncentráció). A tápanyagokkal túlterhelt tavakban a meginduló algavirágzások miatt jelentkező asszimilációs lúgosodás következtében a kémhatás a lúgos tartományba tolódik (ez meszes alapközetű területeken még jelentősebb).

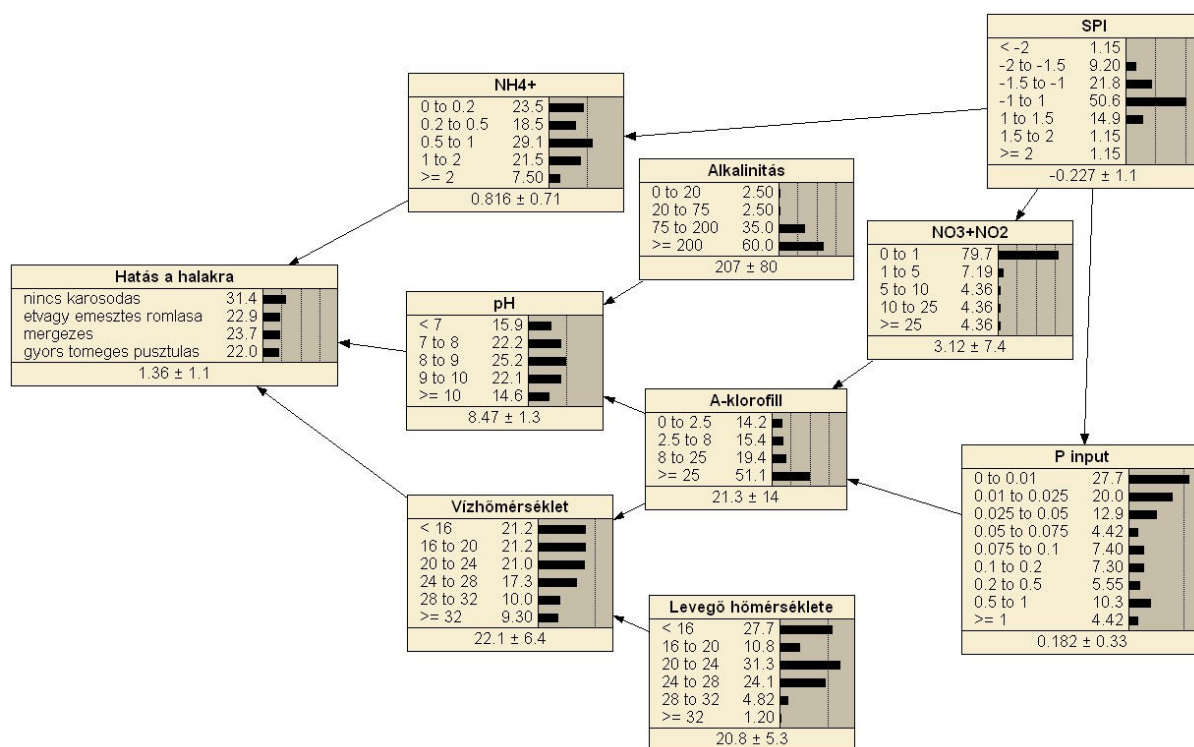
A tanulmányban 2009 áprilisától októberig havonta mért adatokat használtam fel. A terepi mintavételek a Papverme-, Vörös-, Aggteleki- és Kender-tavak partmenti részeiből, valamint kívülről való befolyási pontokban történtek. A kémhatás, víz hőmérséklet mérése terepen, míg az ortofoszfát, nitrát és az ammónium, az alkalinitás és a klorofill mérése laboratóriumban történt. A terepi és laboratóriumi mérési módszerek részletei a korábban említett doktori kutatáshoz kötődő publikációkban olvashatók (Samu 2012).

A karsztos tavak és azok élővilága több ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításában kulcsszerepet tölt be. A karsztos tavak feltöltődésével csökken a tájak változatossága, látványértéke, például az Aggteleki Nemzeti Park vörös-tavi barlangbejáratának forgalmában szerepet játszik a Vörös-tóhoz vezető sétaút is. A tavak gazdag biomasszájában megkötött szén a globális klímaváltozás mérséklésében vehető figyelembe. A halak egészségi állapota, ami a bemutatott modellben elsődleges jellemzőnek számít, egy ökoszisztéma-állapotjelzőnek tekinthető, mivel áttételesen járul hozzá a szolgáltatások biztosításához.

### **6.1.2. A modell felépítése, eredmények**

A modell elemei és azok kapcsolatrendszerét általánosan megjelenített folyamat az **ammónia** keletkezése (részarányának növekedése), ami **a halak egészségi állapotát jelentősen rontja** (Kiss et al. 2016). Az ammónia a potenciálisan jelenlévő ammóniumionból alakulhat ki, az eutróf állapothoz kötődő víz hőmérséklet-emelkedés, és az egyre lúgosabb pH hatására. Az eutrofizáció egyrészt közvetlenül, egy nagyobb közvetlen ammóniuminput révén, másrészt közvetve is hozzájárulhat az ammónia részarányának növekedéséhez: a megnövekedett tápanyagterhelés révén elszaporodó algák fotoszintetikus aktivitása hozzájárul a kémhatás lúgosabbá válásához, másrészt a megnövekedett zavarosság a víz hőmérsékletét növeli (Paaajmans et al. 2008). Az ammónia kialakulását közvetlenül befolyásoló ammónium, pH és víz hőmérséklet változókra az SPI aszályindex, alkalinitás, a klorofill és a léghőmérséklet vannak hatással. Az aszályindex hosszabb csapadékos vagy szárazabb időszakok elkülönítését teszi lehetővé, amelyek befolyásolják az eutrofizáció szempontjából fontos tápanyagtípusok

menyiségét. Különösen csapadékosabb időszakok idején nőhet meg a szórt szennyezések koncentrációja. Az SPI számítása a jósavfői és szilicei meteorológiai állomások csapadékadatok alapján történt, a modellben szereplő értékek a mérsékelt, nagy és extrém csapadékos időszakok kategóriáit jelölik. Az alkalinitás a pH emelésén keresztül növeli az ammónia toxicitását (Wurts és Durborow 1992). Az a-klorofill mennyiségét a nitrát és foszfortartalom befolyásolja. A modellben szereplő változók kategória-határértékeinek többségét a vízminőségvédelmi kutatási és intézményi gyakorlatban használt rendszerekre alapozva állapítottuk meg (ortofoszfát: trofitási stádiumok (Szilágyi 2007), a-klorofill: OECD trofitás-fokozatai (OECD 1982), alkalinitás: ideális koncentrációk tavi ökoszisztémákban Wurts és Durborow (1982) szerint, ammónium és nitrát: MSZ 12749:1993 sz. szabvány). A levegő- és vízhőmérséklet határértékeit önkényesen jelöltük ki, az alsó határt azzal a hőmérséklettel azonosítottuk, ami az ammónia kialakulásának és a megmaradás tartósságának szempontjából már relevánsnak tekinthető, hasonló alapon kategorizáltuk a kémhatás értékeit is. Az ammónia felvehető értékeiből a halak egészségi állapotát (ill. ebben bekövetkező változást) jellemző kategóriákat alakítottunk ki (nincs károsodás; bizonyos irritáció fellépése – étvágy, emésztés romlása –; mérgezés; tömeges halpusztulás – Szakolczay 1997 nyomán). A fenti összefüggéseket a **Netica 4.09 szoftverben** implementáltuk. Ebben az esetben a Bayes-háló eszközszerét „fordított szemlélettel”, a gépi tanulást lehetővé tevő módon használtuk: nem a kimeneti változók felvett értékeire vagyunk kíváncsiak az őket befolyásoló változók és a különböző ismert összefüggések, feltételes valószínűségek alapján, hanem az összes input változó, paraméter és az output változó értékei is ismertek a különböző modellesekben. Ezen az alapon megállapítható, hogy a bemeneti változók közül melyik milyen mértékben befolyásolja az output-változó (vagy bármelyik másik változó) alakulását. Így a rendszer később bármelyik kiválasztott változó értékét becsülni tudja. A grafikus modell a 14. ábrán látható.



14. ábra: A Gömör-Tornai-karszt tavainak eutrofizációs modellje

### **6.1.3. Megvitatás: a modell megfelelőségi vizsgálata és az eredmények értékelése**

A Bayes-hálók ilyen szemléletű használatával a kutatási kérdésünk a szoftverben futtatható érzékenységi vizsgálattal konkretizálható. Ennek segítségével megadható, hogy a felállított összetett rendszerben az egyes változók hogyan befolyásolják a végeredmény-változóként vizsgált tényezőt. A „Hatás a halakra” változóra futtatott **érzékenységi vizsgálat** eredményei szerint a kémhatásra és a vízhőmérsékletre a legérzékenyebb (ez megfelel az előzetes feltételezéseinknek). Ezután az ammónium- és a klorofill-mennyiség változói következnek, megelőzve a léghőmérsékletet és az alkalinitást. A léghőmérséklet után az aszályindex az első olyan paraméter, ami nem közvetlenül fejt ki hatását, de a megállapított sorrend szerint fontos szerepe van. Összefoglalva elmondható, hogy a kiindulási független változók közül a klímaparaméterek (elsősorban a léghőmérséklet) fontosabbak, mint az alapközethez kötődő tényezők (az érzékenységi vizsgálat szerint legkevésbé az alkalinitásra, nitrát- és foszfát-tartalomra érzékeny a halállomány egészségi állapota).

A modell megfelelőségét egy szintén a mérési adatbázisból származó tesztfájl segítségével vizsgáltuk. Az ellenőrzési eljárás lényege, hogy egy változót és felvett értékét a szoftver kiveszi a Bayes-hálóból, és a „megtanult” összefüggések alapján egy becslést ad annak felvett értékére. Ez összehasonlítható a mérési adatból kiderülő valós felvett értékkel, az ilyen tesztesetek összesítésével pedig kialakítható egy ún. konfúziós mátrix, ami a téves besorolások pontos megoszlását mutatja az egyes kategóriák között. A mi modellünknel ez a hibaszázalék 20%-nak adódott (Kiss et al. 2011c). Ez azonban jelentős részben a tesztesetek alacsony számának (15) köszönhető: az előrejelzések a gyakori esetekre vonatkozóan a legpontosabbak, a ritka események előfordulásait alábecsülhetik (Macrot et al. 2006). Ennek még nagyobb az esélye, ha a tesztesetek száma kicsi (emellett a mérési adatbázis is aránytalan eloszlásban tartalmazta az egyes eseteket). A közvetlen gyakorlati alkalmazásokat az itt bemutatott hibaszázalék még nem teszi lehetővé. De a folyamat elméleti megértésében segítséget adhat, nagyobb számú teszteset (ill. a modellfejlesztéshez használt esetek nagyobb száma) rendelkezésre állása esetén pedig a modell széleskörű döntéselőkészítési felhasználásra is alkalmassá válhat.

Az ilyen típusú eredmények az eutrofizációs folyamat megértését segítő elméleti jelentőségük mellett információt adhatnak ahhoz is, hogy a feltételek rendelkezésre állása esetén mely paraméter változtatását megcélózva, milyen beavatkozással lehet megkísérelni a kedvezőtlen környezeti folyamat megállítását, visszafordítását. Emellett a változók között feltárt (más kiválasztott változókra értelmezett) érzékenységek (ill. azok sorrendje) a modell megfelelőségének vizsgálatában is segíthetnek.

Összefoglalva, véleményem szerint a Bayes-hálók ígéretes eszközt jelenthetnek az ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálatához a következő években, más hazai tájtypusokban is. A modellezési munka tapasztalatai alapján már egy, az itt bemutatotthoz hasonló méretű (tehát egy kisebb kutatási projekt keretei között már előállítható) adatbázis alapján készült egyszerű modell is alkalmas lehet bizonyos összefüggések feltárására, vagy legalább azokra való rávilágításra. A Bayes-hálók az eutrofizációs folyamat vizsgálatában is tartogatnak még további lehetőségeket, akár a fentiekben felismert összefüggésekre alapozva is. A különböző jellegű szakterületek adatainak beépítési lehetőségét felhasználva már számos vizsgálat született vízgazdálkodási kérdéskörök Bayes-háló-alapú ökológiai-ökonómiai modellezésével (pl. Kragt et al. 2009, Borsuk et al. 2012). Ez alapján az eutrofizálódó tavaknál felmerülő beavatkozási lehetőségek (kotrás, belterületi csatornázás, stb.) elvileg ilyen integrált szemléletű



(költségtényezőket is figyelembe vevő) értékelésben is összehasonlíthatók a Bayes-hálók keretrendszerében. Általánosságban az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében pedig fontos, még a jövőben megvalósítandó feladat a sok szolgáltatásra kiterjedő vagy kaszkádszinteken átívelő átfogó vizsgálatok, valamint a térinformatikai rendszerekkel összekapcsolt Bayes-hálók gyakorlati alkalmazása (Landuyt et al. 2013, Pérez-Miñana 2016).

## 6.2. Az ökoszisztéma-szolgáltatások térbeli optimalizációja

Az optimalizálás a **tájökológia hagyományos feladatai közé tartozik**. Ez megjelenik a tájökológia feladatainak meghatározásában, több szerző definíciójában is (pl. a „különböző társadalmi tevékenységek lehető legkisebb kockázattal való elhelyezése” (Miklós L. 1994), „a konfliktushelyzetek feltárása és kompromisszumok megtalálása” (Finke L. 1986). A különböző tájtypusok szerkezeti jellemzőinek leírása mellett már a kutatások kezdeti időszakában megjelent a tájpotenciálok és a táj multifunkcionalitásának koncepciója (Niemann 1986, Wiggering et al. 2006). A tájműködés megértése, a fő anyag- és energiaforgalmi folyamatok áttekintése mellett ennek fontos szerepe lehet a különböző tájhasználati konfliktusok pontos leírásában és feloldásában. A különböző táj- és ökoszisztématípusok eltérő jellegű és eltérő mértékben érvényesülő funkciói, potenciáljai a táj antropogén hasznosításának lehetőségeit és irányait is megszabják. Az egyes tájhasználati formák célja ezeknek a potenciáloknak a hasznosítása, kiaknázása, ez még szemléletesebbé tehető az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepciójával. Az intenzívebb hasznosítási formák (pl. intenzív szántóföldi művelés, faanyagtermelés) elsősorban az ellátó szolgáltatások kinyerését szolgálják, míg a szabályozó és kulturális szolgáltatások elsősorban inkább az extenzívebb tájhasználati formákhoz köthetők (természetszerű erdőgazdálkodás, vizes élőhelyek, stb.). Ebben a keretrendszerben a tájhasználati konfliktusok is könnyen értelmezhetők: ezeket a különböző szolgáltatások iránti igények ütközése okozza.

A tájhasználati konfliktusokkal kapcsolatos korábbi vizsgálatok célja a fenti helyzeteknek, és azok tájökológiai gyökereinek feltárása volt, előbb esettanulmány-szerűen, majd elméleti és összegző jellegű tanulmányok is születtek (Henle et al. 2008, Yang and Zhu 2013). Ilyen módon értékelhetővé válnak az adott helyeken felvetődő tájhasznosítási alternatívák, és különböző szempontú szcenárióanalízisek is végezhetők (Carr és Zwick 2005, Seppelt et al. 2013). A későbbiekben megjelentek az olyan megközelítések is, melyek célja nemcsak valós vagy hipotetikus alternatívák összehasonlítása volt, hanem a különböző optimalizálási eljárások segítségével a legmegfelelőbb tájhasználati mintázat megállapítása is (Collins et al. 2001).

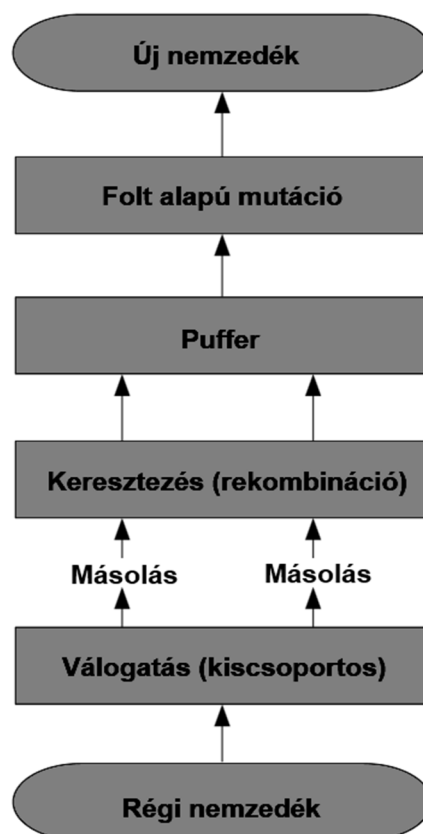
A térbeli optimalizálásban különböző alapalgoritmusok választhatók az eljárás célja, az optimalizálás szempontjai és a technikai feltételek függvényében. A különböző modellek többségét nem térbeli optimalizálási eljárásokban is használják, a legkülönbözőbb tudományos-szakmai területek felmerülő problémáinak megoldására (Parpinelli et al. 2002, Branke et al. 2008). A **többszempontú optimalizálás** egyik legkorábbi, térbeli, tájhasználati döntéshozást szolgáló megvalósítása a lineáris programozás volt (Pukkala és Pohjonen 1990, Chuvieco 1993). A nemlineáris problémákra kidolgozott algoritmusok közül a legfontosabbak a szimulált hűtés (Santé-Riveira 2008), a hangya algoritmus (Liu et al. 2014) és a különböző **evolúciós algoritmusok**. Utóbbiak az evolúciós folyamatokban érvényesülő kiválasztódási mechanizmusok bizonyos körét használják mintaként az optimalizáláshoz. Az eddigi megvalósítások többsége ún. Pareto-front alapú eljárást alkalmazott, ami nem teszi lehetővé a

célfüggvények közötti súlyozást, ezzel szemben bizonyos megvalósítások, így például a munkánkban alkalmazott Szomszédság Alapú Genetikai Algoritmus (Cao et al. 2012) alkalmas erre. Ennek nagy jelentősége van az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerét alkalmazva, hiszen a megfelelő indikátorokkal számszerűen jellemzett szolgáltatások között súlyozás is lehetséges. A módszertan egyik legfontosabb előnyét (az egészen különböző jellegű – ellátó, szabályozó, fenntartó vagy kulturális – és eltérő ökoszisztéma-elemekhez kötődő szolgáltatások egységes rendszerben való kezelése) egy ilyen alkalmazás jól felhasználhatja.

A fentiek alapján ezen munkarész célja egy **kísérleti célú alkalmazás** bemutatása, melyben az optimalizálás eltérő típusú ökoszisztéma-szolgáltatások figyelembevételével történik, az eljárás célfüggvényeit az őket jellemző indikátorok adják. A vizsgálat újszerűségét **az egyes szempontok súlyozása** adja, melynek segítségével a különböző tájhasználati preferenciák megjeleníthetők, valamint a súlyozott összegzés egy új lehetőséget jelent az elméleti optimum megtalálásában. Munkám elsősorban módszertani fókuszú, célja az újszerű megközelítés és módszer bemutatása és tesztelése, ezzel egyben egy példát bemutatva a doktori munka korábbi részeiben bemutatott eredmények (és általában az integrált ökoszisztéma-értékelések) tervezési célú felhasználására. A mintaterületre vonatkozó pontos tájhasználati javaslat megfogalmazása nem célja a vizsgálatnak.

### **6.2.1. Az alkalmazott eljárás: Szomszédság-alapú Genetikai Algoritmus**

A jelen munkában bemutatott genetikai algoritmus az ún. evolúciós algoritmusok közé tartozik. Ezek elnevezésének eredete az, hogy az optimálisat egyre jobban megközelítő (vagyis egyre jobbnak tekinthető) esetek (ebben az esetben tájhasználati mintázatok) kialakítása a természetes kiválasztódás folyamatait modellként tekintve történik. Az eljárás tájhasználati döntéselőkészítésben való alkalmazására már több példa is ismert (Stewart et al. 2004, Janssen et al. 2008). A számítógépes algoritmusok működéséhez a területhasználati térképeket raszteres formában érdemes kezelni, ezeket a számítógép egy mátrixként értelmezi, a jelenlegi technikai feltételek mellett így futtathatók rajtuk egyszerűen az **értékelő vagy a mintázatot módosító műveletek**. Utóbbiak működése a genetikai algoritmusok esetében a következő: a tájhasználati elrendeződés eseteit egy populáció egyedeinek tekintjük, ezek közül a legmegfelelőbb(ek) kiválasztása az eljárás célja. A folyamat első lépése egy szelekció, melynek során egy adott nemzedékben (mintázat-halmazban) véletlenszerűen kiválasztott, adott számú egyed közül a legmegfelelőbbeket kiválasztja az algoritmus (ezek lesznek a szülő egyedek). Ezeken történnek a rekombináció és a mutáció lépései. A rekombináció az egyedeken belüli kódrészletek (vagyis az adott cellák tájhasználati kategóriáinak) kicserélődése, ami két utódot hoz létre. A mutációs operátor pedig egy bizonyos számú cellában véletlenszerű területhasználat-változtatást eredményez. Ez ennél az algoritmus-típusnál feltételezhetően (5\*5-ös cellanégyzetekben) történik, a tájhasználati mintázat széttöröttségének elkerülése érdekében. Így előáll egy új nemzedék, amin a szelekció lépésével újraindul a fenti műveletsor. A keresztezés és a mutáció lépése között ebben a specifikus esetben egy puffert is beiktattunk (15. ábra).



15. ábra: A nemzedékújítás folyamata az általunk alkalmazott genetikai algoritmusban

### 6.2.2. Az optimalizálás szempontjai: az ökoszisztéma-szolgáltatások indikátorai

A tájhasználati mintázat(ok) megfelelőségének értékelése az ún. **célfüggvények** segítségével történik, ezek minél magasabb értéke a cél, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások egyre nagyobb mennyiségét jelenti. Az itt bemutatott munkában négy célfüggvényt alkalmaztunk, amelyek a (korábbi csoportosítási megközelítések szerinti) négy fő ökoszisztéma-szolgáltatástípust reprezentálják. Az ellátó szolgáltatások (**mezőgazdasági és erdészeti jövedelmezőség**) esetében az ökoszisztéma-szolgáltatások felszínborítás alapú értékelésével foglalkozó korábbi fejezetben bemutatott értékelőrendszert vettem alapul (amely a tesztüzemi információs rendszer eredményein, erdészeti üzemtervi adatokon és halászati üzemtani tankönyvi adatokon alapul). Az országos jövedelmezőségi értékeket a mintaterületi adottságok jobb figyelembevétele érdekében talajtani adottságok alapján korrigáltuk (Kiss M.K. 2015). Annak érdekében, hogy az algoritmus futtatása közben az irreális területhasznosítási opciókat (és az azokból előálló mintázatokat) a lehető leginkább elkerüljük, ezért erre vonatkozó „kemény” és „puha” korlátokat vezettünk be, talajtérfépe bevonásával. Az előbbiek azt jelentették, hogy szikes (szoloncsák-szolonyc) talajon csak gyept és vízborítást engedélyeztünk, a „nem szikes” talajokon viszont megtiltottuk a vízborítást. A „puha korlát” alatt egy maximális „piaci egyensúlyi részarányt” értünk a gyümölcsösök esetében, 0,25-ös értékkel. Ezt túllépve a jövedelmezőséget csökkentettük (a területegységre jutó jövedelmezőségnek az aktuális részarány és a beállított korlát hányadosának négyzetgyökével való szorzással). A szabályozó szolgáltatások közül a **szénmegkötés** értékelése kivitelezhető

egyszerűen felszínborítás-alapú értékeléssel. ezt Schulp et al. (2008) munkájában szereplő, Magyarországra vonatkozó értékeknek a mintázatszintű átlagolásával valósítottuk meg. Az ellátó szolgáltatások és a szénmegkötés értékei összefoglalva a 11. táblázatban láthatók.

Művelési ág	“Max”. részarány	Szénmegkötés	1	2	3	4	5
Erdő	1.0	111	29	29	32	-	42
Szántó	1.0	-45	12	12	13	-	18
Gyep	1.0	6	5	5	5	5	7
Vízfelület	1.0	-6	-	-	-	40	-
Gyümölcsös	0.25	50	42	42	46	-	60

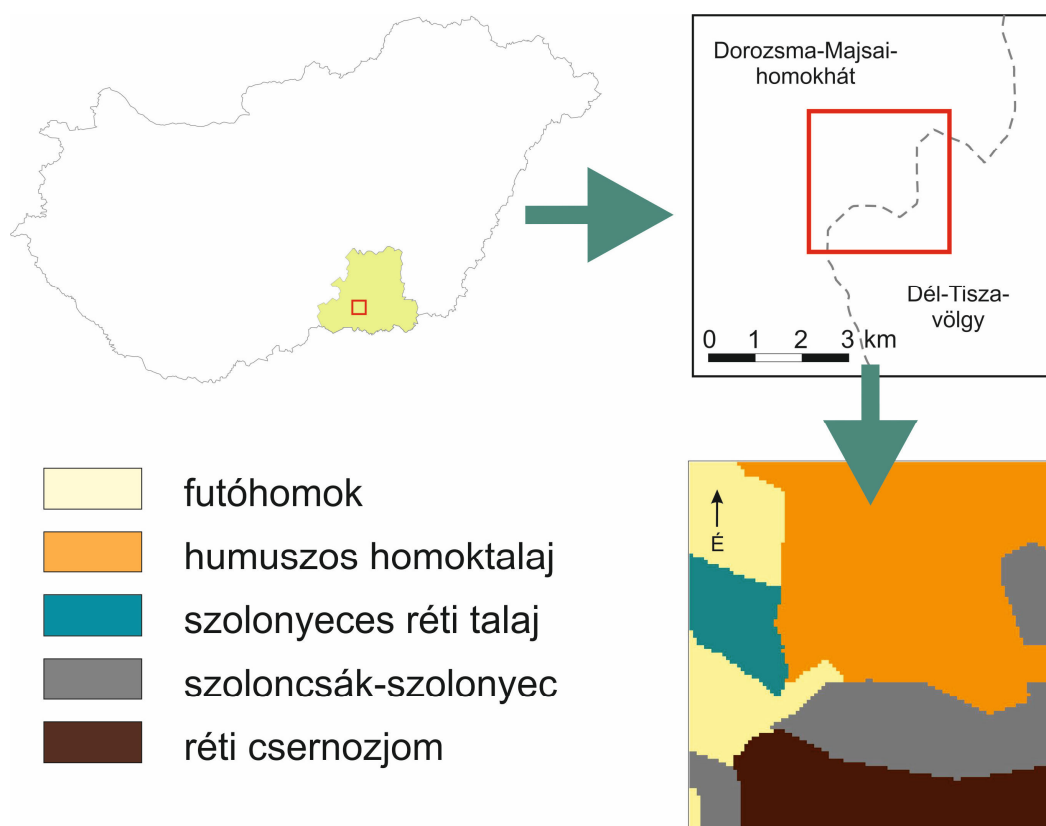
*11. táblázat:* Az egyes művelési ágakhoz a példafuttatásokkor rendelt maximális egyensúlyi piaci részarányok, szénmegkötési értékek, és talajfüggő jövedelmezőségi értékek. A talajokat a fejlécben szereplő számok jelölik. (1: futóhomok talaj, 2: szolonyeces réti talaj, 3: humuszos homoktalaj, 4: szoloncsák-szolonyec (szikes talaj), 5: réti csernozjom.)

A fenntartó szolgáltatások közül a **természetvédelmi értékre** vonatkozó indikátor használatát tűztem ki célul. Mivel egy terület biodiverzitása, természetvédelmi helyzete jelentősen függ az élőhelyek aktuális állapotától (ami általában terepi felmérési módszereket igényel), ezért ennek hipotetikus scenáriókban való értékelése ilyen szemlélettel nehezen oldható meg. Emiatt az ökológiai állapotnak a tájmintázattal való összefüggéseit próbáltam alapul venni: korábbi előzmények után Szilassi és munkatársai (2017) újszerű megközelítéssel, táji léptékben vizsgálták különböző tájmetriai indikátorok és egy hazai viszonyokra (adatbázisokra) kidolgozott biodiverzitással kapcsolatban levő mutató, a Természeti Tőke Index közötti kapcsolatokat. Eredményeikre alapozva, ill. önálló szakértői döntés alapján az átlagosfoltméret-indexet használtam a természetvédelmi állapot maximalizálandó mérőszámaként. A kulturális szolgáltatások közül az idegenforgalomhoz köthető tényezők ezen a területen nem relevánsak, ehelyett a helyi lakosság számára is szolgáltatásként értelmezhető **esztétikai érték** egy választott indikátorát használtam. Az élőhelyek, felszínborítási vagy tájhasználati típusok heterogenitása általában növeli a tájak esztétikai értékét. Ebből kiindulva a (tájmetriai mutatóként értelmezett) Shannon-féle diverzitási indexet alkalmaztam maximalizálandó célfüggvényként. Ez a mutató korábbi tapasztalatok szerint jó összefüggést mutatott a tájban lakók, látogatók preferenciáival esztétikai érték szempontjából (Hunziker és Kienast 1999, Dramstad et al. 2006).

### 6.2.3. Mintaterület és az eljárás technikai keretei

A vizsgálat mintaterületéül egy a Dél-Tisza-völgy kistáj nyugati szélén, a Dorozsma-Majsai-homokháttal határos 3\*3 km-es kisebb területet választottam (Szeged-Kiskundorozsma, Szatymaz és Zsombó települések háromszögében). A kis mintaterület választásának alapvető oka az volt, hogy a kidolgozott algoritmus a számomra rendelkezésre álló technikai feltételek mellett viszonylag gyorsan futtatható legyen. Ugyanakkor elmondható, hogy mindkét érintett kistáj természetes élőhelyeinek térbeli szerkezetére viszonylag kis foltok mintázata jellemző, így a foltdinamika lépték szempontjából elvileg modellezhető. Mindkét érintett táj túlnyomó

részen területhasználat-tervezési, tájökölógiai szakmai feladatot jelent az olyan tájhasználati mintázatok kialakítása, ami a tájhasználati érdekek összehangolásán alapul, vagyis a különböző hasznosítási formák által nyújtott szolgáltatások minél nagyobb mértékű, de fenntartható kiaknázását teszi lehetővé. Szűkebb mintaterületként azért ezt a helyszínt jelöltem ki, hogy minél különbözőbb talajtípusokkal, ökotópokkal jellemezhető területek szerepeljenek, így az algoritmus a bemenő adatok minél szélesebb körén (vagyis különböző tájtípusokban is) tesztelhető legyen. Továbbá a mintaterület tájökölógiai alapjellemezése már megtörtént korábbi munkáink során (Kiss et al. 2009). A terület talajtani háttérviszonyait az agrotopográfiai adatbázisnak a mintaterületet érintő részével tudtuk beépíteni az eljárásba (6. térkép). Ez térbeli felbontásban nem a legjobb a terület morfológiai változatosságának ismeretében, de genetikai talajtípusokat tartalmaz, ezekkel tudtuk a mezőgazdasági jövedelmezőséget szakértői alapú kapcsolatba hozni.



6. térkép: A mintaterület elhelyezkedése és talajainak mintázata (az Agrotopográfiai adatbázis alapján)

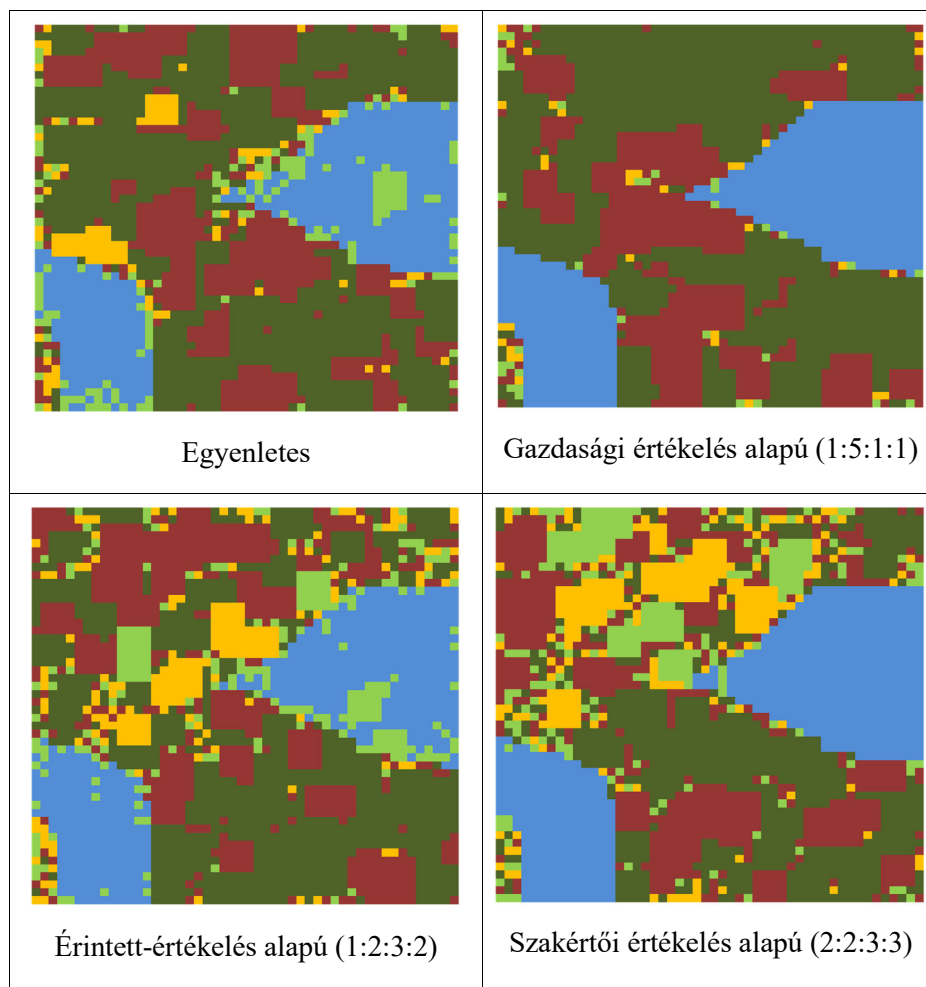
Az eljárás raszter alapon működik, ezért a területet egy 100\*100-as raszterháló reprezentálja, az egyes cellák jelentik az egyedeket a genetikai algoritmusban. A térbeli problémára alkalmazott genetikai algoritmusok elsősorban valamilyen kiválasztott szempont szerinti optimalizálást valósítottak meg. Ezekhez képest a jelen munkában bemutatott eljárás sajátossága az, hogy a különböző szempontok (ebben az esetben a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások) valamilyen **súlyozott összegét** szeretné maximalizálni (ez egy jó technikai eszköz a tájökölógiában, és ennek részeként az integrált ökoszisztémaszolgáltatás-értékelésekben fontos többszempontú optimalizálási feladatokhoz). Az egyes szolgáltatások (célfüggvények) súly-arányainak mint modellezési eseteknek a megállapítását a mintaterület szempontjából releváns módon próbáltuk megvalósítani. Az első eset egyenlő súllyal vette figyelembe az egyes szolgáltatásokat. A második esetben az ellátó szolgáltatásoknak ötszörös

súlyt adtunk a többi szemponthoz képest (ezt a felszínborítás alapú értékelési munkarészben kapott eredményekre alapoztuk, amelyekben egy (bár nyilván csak közelítőleg) ilyen arányt kaptunk a mezőgazdasági termelés és a szénmegkötés lehetséges körülbelüli monetáris értékének viszonyára – ezt a scenáriót **gazdasági értékelés alapú** esetnek neveztük). Két további scenáriót egy, a Homokhátság területén zajlott részvételi módszertanú kutatás (Kelemen 2013) eredményeire alapoztam. Ebben az ökoszisztéma-szolgáltatások helyben élők és a terület tudományos szakértői általi percepcióit vizsgálták, az általuk kifejezett fontossági sorrend és jelentőség alapján állítottam fel a két további esetet. Az ún. „**érintett-értékelés alapú**” súlyozásban a szénmegkötés (szabályozó szolgáltatás), a jövedelmezőség (ellátó szolgáltatás), a Shannon-féle diverzitásindex (kulturális szolgáltatás), és az átlagosfoltméret-index (fenntartó szolgáltatás) 1:2:3:2 arányban áll egymással. A „**szakértői értékelés alapú**” esetben az előbbi sorrendben tekintett négyféle szolgáltatás között 2:2:3:3 súlyarányt feltételeztünk. Ezáltal egy integrált ökoszisztéma-értékelés valósítható meg, a szolgáltatások súlyozása pedig egy új és ígéretes lehetőség lehet a tájhasznosítás tervezésében (Kiss et al. 2015d).

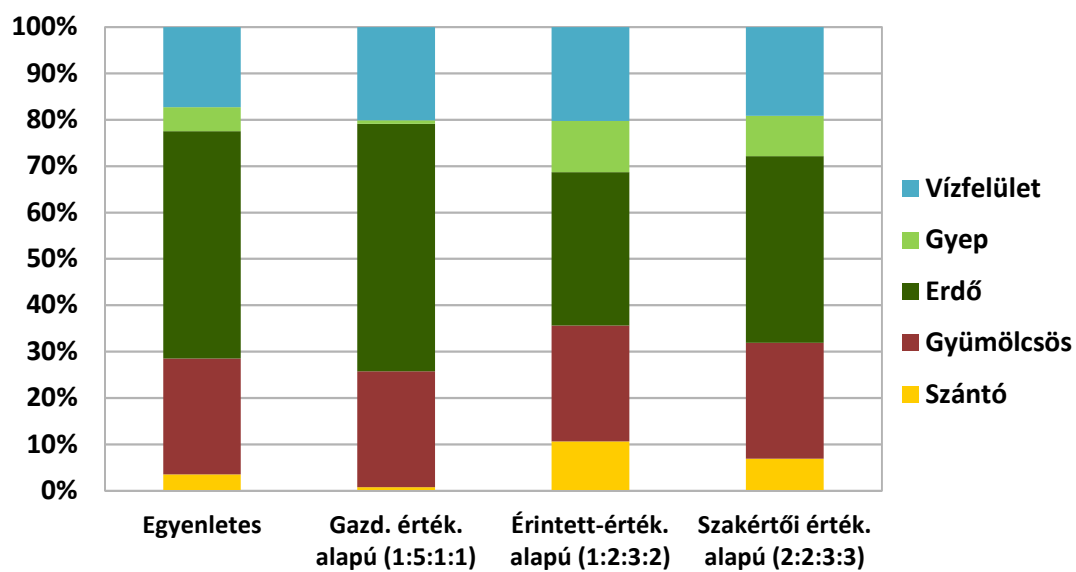
Az eljárás szoftveres implementálását megkönnyítette a **Java nyelven** írt ilyen típusú alkalmazásokhoz készített Evolutionary Computation in Java keretrendszer (Kiss M.K. 2015), ami számos előre megírt függvényt tartalmaz.

#### **6.2.4. Eredmények és megvitatás**

A különböző súlyozási scenáriók szerinti optimum-mintázatok eredményei a 15. ábrán láthatók, a 16. ábrán pedig az egyes területhasználati típusok szám szerinti részarányait foglaltuk össze. Az esetek mindegyikében az erdők területének a jelenleginél nagyobb részarányát láthatjuk. Az erdők a gyengébb „nemszikes” talajtípusokon, valamint a humuszos homoktalajon koncentrálódnak, utóbbiban a gyümölcsösökkel osztva. A gyümölcsös emellett a legtermékenyebb réti csernozjom talajfolton is uralkodó szerepű, emellett megfigyelhető, hogy a gyümölcsös részaránya mindegyik mintázatban eléri a küszöbként beállított 25%-ot. Ez arra utal, hogy a szempontrendszerünk még az adott határ fölött romló fajlagos jövedelmezőség mellett is annak eléréséig a gyümölcsös jelenlétét irányozza elő leginkább. A szántók részaránya nem magas (mindegyik scenárióban alacsonyabb a jelenlegi elterjedésnél), és a gyengébb „nem szikes” talajtípusra koncentrálódik (futóhomok, szolonyeces réti talaj). Elsősorban ezeken a területeken láthatjuk a talajtípushoz kevésbé kötődő, és egyben kevésbé jövedelmező gyepeket. Mindegyik mintázatban megfigyelhető az aprófoltosság, számottevő számban láthatunk véletlenszerűnek tűnő, de valószínűleg az inicializálástól (az algoritmus indításától) megmaradt kisebb foltokat (akár szántó vagy gyümölcsös műveléssel).



15. ábra: A különféle elemicélfüggvény-súlyeloszlások mellett végzett optimalizálások mintázati végeredményei. (Sárga: szántó, vörösbarna: gyümölcsös, sötétzöld: erdő, világoszöld: gyep, kék: vízfelület.)



16. ábra: Az egyes művelési ágak viszonylagos mennyiségi elterjedései a különféle súlyozások mellett

Az erdőknek a (szcenáriókon átívelően) magas részaránya az itt látható mértékben még nem áll ellentétben a tájökológiai adottságok alapján kitűzhető célokkal. Az egyes mezőgazdasági ágazatok jelenlegi jövedelmezőségi viszonyainak a gyümölcsös minden scenárióban való magas részaránya megfelelhet, ugyanakkor más, a területen releváns tájökológiai szempontoknak (pl. öntözési igény, vagyis a táj szárazodásához való hozzájárulás) az algoritmusba való beépítésével ez az összkép már így, a számítási algoritmusok szintjén is változhat. A szántók visszaszorulásának „igényével” a módszertan szintén támogat már máshol is megfogalmazott tájökológiai-természetvédelmi véleményeket. Ugyanakkor ennek az eljárás általi megvalósítása egyben rávilágít annak továbbfejlesztési igényeire is: a fenntartó szolgáltatás inidkátoraként használt egyszerű átlagos foltméret-index nemcsak a mintázat töredezését segíti elő (ami valóban cél lehet ilyen szempontból), hanem egyben megengedi egészen apró tájhasználati foltok megjelenését, ami bizonyos művelési ágaknál (pl. szántó) nem realiztikus. Ez valószínűleg javítható például az egyszerű foltméret-index helyett annak területtel súlyozott változatát használva. Az eljárás technikai megvalósulásával kapcsolatban az említhető, hogy a 2000. nemzedék megközelítésével mindegyik célfüggvény-súlyeloszlásnál eléri az adott scenárióban „csúcstartó” megfelelőségi értéket (Kiss M.K. 2015).

Az algoritmus futtatása és a kapott eredmények alapján elmondható, hogy a genetikai algoritmusok hasznos és ígéretes eszközt jelenthetnek a jövőben a térbeli optimalizálási alkalmazásokra, ami a tájökológia egyik fontos feladata. Ezt segítheti a tájhasználati érdekek ökoszisztéma-szolgáltatásokként való megfogalmazása. A jelen munkában bemutatott eljárás még csak kísérleti jellegűnek tekinthető, elsősorban a doktori kutatás korábbi részeiben bemutatott eredmények egy lehetséges felhasználását kívántam ezzel bemutatni. A technikai feltételek egyelőre csak az itt bemutatott komplexitási szintű modell fejlesztését tették lehetővé. A futtatások eredményeként létrejövő, a modell által optimálisnak tekintett területhasznosítási mintázatokról megállapítható, hogy jelen formájukban még nem felelnek meg közvetlen tájhasználati döntéselőkészítésre. Ehhez a területhasználati döntéseket befolyásoló természeti, valamint társadalmi és gazdálkodói döntéseket befolyásoló szempontok pontosítására, továbbá más kritériumok beintegrálására lehet szükség.



## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

A kutatás egyik általános célja az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének döntéshozatali folyamatokban való alkalmazásával kapcsolatos nemzetközi tapasztalatok, és azok adaptációs lehetőségeinek áttekintése volt. Ez szükséges az ilyen típusú hazai alkalmazások előkészítéséhez, és szorosan is kapcsolódik a dolgozat témáját képező modell-alapú értékelésekhez (a döntéshozási célú értékelések a modellezési munkák egyik fő alkalmazási területének tekinthetők). Az elméleti szempontok (ezen belül az indikátorválasztási kérdések) tárgyalása mellett két intézményi részterülettel kapcsolatos szakirodalmi tapasztalatokat vizsgáltam részletesen, amelyekben az integrált szemlélet miatt a geográfiai tudásanyag különösen jól hasznosulhat. A környezeti hatásvizsgálatok és a tájtervezés-területi tervezés területein is a módszertani sémákba beilleszthető az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése. A konkrét gyakorlati megvalósítás a már jól ismert részfolyamatokkal leírható szolgáltatásoknál, és elsősorban kisebb térléptékben (pl. városi ökoszisztéma-szolgáltatásoknál) egyszerűbb. Mivel több környezetpolitikai részterületen is egyre fontosabb szempont az integrált szemléletű tervezés és döntéshozás, ezért az ezt magában foglaló ökoszisztémaszolgáltatás-értékelés ennek átfogó keretrendszerként is megjelenhet. A minél több folyamatra (beruházástípusra) és szolgáltatásra kiterjedő további vizsgálatokra van szükség a hazai (akár jogszabályi szintű) bevezetés előkészítéséhez.

Fontos módszertani keretet ad az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezéséhez az ún. Tier-szintek szerinti elkülönítés. A legpontosabb elméleti munkákat és gyakorlati alkalmazásokat az összetett természeti és társadalmi jelenségeket folyamat-alapú matematikai modellekkel leíró Tier 3 szintű modellek teszik lehetővé. Ugyanakkor bizonyos esetekben (nagyobb területeken, rosszabb adatellátottságnál) az alacsonyabb komplexitási szintű modellek alkalmazása is segítheti az ökoszisztéma-szolgáltatásokra épülő döntéshozást.

A több különböző tájtypusban, különböző környezeti kérdéskörökre és különböző modellezési megközelítésekkel végzett vizsgálat elvégzése és bemutatása segít abban, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésével kapcsolatban általánosabban is megfogalmazható megállapításokat is tegyünk. Emellett ez teszi lehetővé a gyakorlati alkalmazások előkészítését, a különböző mintaterületekre és környezeti problémákra legmegfelelőbb tervezési vagy hatásvizsgálati célú eszköz kiválasztását.

Az **első esettanulmányban** a szolgáltatások modellezésének legegyszerűbb, és egyben a térképezés egyik leggyakoribb módszerét, a mátrix-megközelítést alkalmaztam. A konkrét **cél a Tisza-menti mélyfekvésű ártéri területek két fontos, vízgazdálkodási vonatkozású szabályozó szolgáltatásának monetáris értékelése**, és a területre jellemző ellátó szolgáltatások (mezőgazdasági termelés, faanyagtermelés) értékével való összehasonlítása. Ez egy felszínborítás-alapú értékelőrendszerben foglalható össze, melyben területegységre vonatkozó gazdasági érték (Ft/ha) szerepel minden felszínborítási típusra, a vizsgált szolgáltatások szempontjából. A mezőgazdasági termelés értékelése az Agrárgazdasági Kutatóintézet által kezelt tesztüzemi adatbázison, valamint egy hasonló üzemtani adatgyűjtésen alapuló tanulmányon alapult. Az erdészeti jövedelmezőség értékeléséhez fatermesztési ökonómiai modellek eredményeit használtam fel, mintaterületi alapadatok bevonásával. Az árvízi kockázatsökkentést meglevő (a mélyártéri tározásra vonatkozó) modellezési eredményeknek az értékelőrendszerbe való illesztésével (felszínborítási típusokra való vonatkoztatással) jellemeztem. A belvízi veszélyeztetettség (mint a jövedelmezőséget csökkentő tényező) értékelését belvízveszélyeztetettségi térképek felhasználásával végeztem.

Megállapítottam, hogy az ártéri tájtypusban jellemző legfontosabb ellátó és vízgazdálkodási vonatkozású szabályozó szolgáltatások térképezést lehetővé tevő, felszínborítás alapú értékelésére a hazai területi adatbázisok lehetőséget adnak. Az eredmények azt mutatják, hogy a belvívveszélyeztetettség a mezőgazdasági jövedelmezőséget kb. 10%-kal csökkentheti az ártéri területeken, az árvízi kockázatsökkentés szolgáltatásának gazdasági értéke minden tájhasználati forma esetében eléri vagy jelentősen meghaladja az ellátó szolgáltatások gazdasági értékét. A szolgáltatások értékének éves szintű változatossága és az adatok mintaterület-specifikussága miatt az értékelőrendszerben szereplő eredmények közvetlen, térképezési célú használatra nem alkalmasak. Ugyanakkor **a szolgáltatások értékének nagyságrendi megadásával és területegységre vonatkoztatott összehasonlításával fontos információkat szolgáltat** a nagyléptékű **tájhasználati tervezéshez**, és módszertani eredményként, a hasonló jellegű **értékelőrendszerek fejlesztéséhez**.

A disszertáció második nagyobb tematikai egysége **a tájhasználati intenzitás hatásának értékelése az ökoszisztéma-szolgáltatásokra**. Ez a felszínborítás mellett hasonlóan fontos meghatározó tényezője a szolgáltatások jelenlétének és mennyiségének. Emellett sok hazai tájökölógiai-természetvédelmi konfliktus köthető a tájhasználati intenzitás megválasztásához, több tájtypusban és térléptékben is. Az ide tartozó első munkarészben ezt a kérdéskört az **erdők** egyik legfontosabb szolgáltatása, a **szénmegkötés modell-alapú értékelésével** vizsgáltam. Az értékelést a CO2Fix modell használatával végeztem, két mintaterületen. Az Aggteleki-karszton levő **Haragistya-Lófej Erdőrezervátumban** a szakmai kérdés a fakitermeléstől teljesen mentes erdőkben (azon belül azok fásszáru biomasszájában) tárolódó szénmennyiség alakulásának vizsgálata volt, **három jellemző erdőtípusban**. Az eredmények azt mutatják, hogy az **idős és egyben változatos korösszetételű erdők** a produktivitás időskori visszaesése ellenére is **széndioxid-nyelőnek** tekinthetők. A legnagyobb tárolt szénmennyiséggel a vizsgált erdőtípusok közül a **bükkösök** jellemezhetők, az üde és száraz tölgyeseket megelőzve. A másik tanulmányrész mintaterülete a **Maros-hullámtér** volt, itt a rezervátumi területek mellett már **különböző fajösszetételű és különböző intenzitással kezelt erdők** is találhatók (keményfás erdők: tölgyes és kőris állományok, puhafás erdők: hazai és nemesnyarasok, fűzesek). A kezelt erdők közül a **tölgyesekre** jellemző a legnagyobb tárolt szénmennyiség (a hosszú vágásforduló mellett ez elsősorban a hosszú élettartamú fatermékeknek köszönhető). A nyaras állományok közül a hibrid nyarasok (melyek nagy részaránya természetvédelmi szempontból nem kedvező) nagy növekmény-értékekkel rendelkeznek. Ugyanakkor a modell nem számol a telepítéskori talajmunkák talajszén-vezteségével, ami együttjár ezeknek az állományoknak a fenntartásával. Ez a hosszabb vágásfordulóval és a kevésbé intenzív kezeléssel jellemezhető hazai nyár állományok jelentőségére is felhívja a figyelmet.

A tájhasználati intenzitás hatásaival kapcsolatos második nagyobb munkarészben **városi fák klimatológiai** vonatkozású **ökoszisztéma-szolgáltatásait** értékeltem, szegedi faállományok példáján, egy egyed alapú fakataszter adatait felhasználva. A számítások eszköze az i-Tree Eco modell volt, melynek első hazai (és egyben közép-kelet-európai) viszonyokra történő adaptálását végeztem a munka részeként. Az elvégzett számítások első fele a teljes állományra vonatkozott, így faji összehasonlítások is lehetővé váltak. Emellett két kisebb mintaterület kiemelésével a fák kezelési intenzitásának hatásaival is foglalkoztam. A vizsgált két ökoszisztéma-szolgáltatás (**széndioxid-, szennyezőanyag-megkötés**) mennyiségét a faji sajátosságok, a méreteloszlás és a faállapot együttesen határozzák meg, de bizonyos strukturális jellemzőkből már egyértelműen következtetni lehet az adott faj általános állapotára. Ez meghatározza a biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét, és információt szolgáltat

az adott faj városi fásításban való használhatóságáról is. Az eredmények szerint az **idős** (és adott esetben jó állapotú) **faegyedek kiemelkedő szerepűek a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából**, ezért megfelelő állapotban tartásuk (akár egy adott fasor védetté nyilvánításán keresztül) fontos feladata a települési zöldfelület-menedzsmentnek.

A tájhasználati intenzitás hatásának vizsgálatával foglalkozó utolsó esettanulmányban szintén a **globális klímaszabályozás** szolgáltatása volt a középpontban. Az **élőhelyrekonstrukciók elemforgalomra való hatásával** kapcsolatban közltem eredményeket a Hortobágyon található **egyek-pusztakócsi** élőhelyrekonstrukciós területről. A különböző korú gyepezéseket, egy ősgyepet, különböző kezelési intenzitású szántókat, valamint vizes élőhelyeket reprezentáló minták (talaj és vegetáció) elemtartalmára vonatkozó mérések segíthetik a kérdés későbbi teljes körű modell-alapú értékelését. A meglevő eredmények arra utalnak, hogy a **természetközeli, jól strukturált gyeptípusok kiemelkedő szerepet** töltenek be a **talajban történő szénraktározásban** (valamint az állományszintű szénmegkötésben is.) A rekonstruált gyepeknél a telepítés óta eltelt néhány éves intervallumban szénforgalom szempontjából egyértelmű tendencia nem állapítható meg.

Dolgozatom utolsó részében a **mesterséges intelligencia eszköztárába tartozó módszerek felhasználási lehetőségeit** vizsgáltam egy **karsztos és egy alföldi mintaterületen**. A **Bayes-hálók** egyre gyakrabban használt eszközök az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésében. Ennek oka, hogy alkalmasak a feltételes valószínűségek kezelésére, ezáltal az emberi hatások, tájhasználati döntések kezelésére, vagy „tanuló algoritmusként” nem teljes körűen ismert ökoszisztéma-működés esetén a befolyásoló változók jelentőségének becslésére. Utóbbi szemlélettel alkottunk Bayes-háló-alapú modellt a **Gömör-Tornai-karszt tavainak eutrofizációs folyamatai** vizsgálatára, ami elsősorban a halak egészségi állapota mint ökoszisztéma-állapotjelző (vagy fenntartó szolgáltatás) befolyásolásán keresztül jelentős. A modellezési tapasztalatok alapján ezt a megközelítést jól alkalmazhatónak tartom az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos bizonyos modellezési feladatokra. A mintaterületet ill. a vizsgált problémakört tekintve, a programban futtatható érzékenységvizsgálat segítségével megállapítható az egyes **hatótényezők súlya**, szerepe a rendszerben. A **halakkal** kapcsolatos változóra futtatott érzékenységi vizsgálat eredményei szerint az a **kémhatásra és a vízhőmérsékletre a legérzékenyebb**.

Az utolsó bemutatott vizsgálat már részben a doktori kutatás, és **általában az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezési és térképezési eredményeinek és tapasztalatainak egy lehetséges felhasználási irányát mutatja be**, egy kísérleti alkalmazás segítségével. A mesterséges intelligencia a természettudományi kutatások és mérnöki alkalmazások számos részterületén fontos új eszköztárat jelent. A bemutatott **Szomszédság-alapú Genetikai Algoritmus** a jövőbeni kutatások számára lehetőséget nyújt az ökoszisztéma-szolgáltatások szempontrendszer (indikátorai) szerinti **optimális területhasználati mintázat becslésére**, a szolgáltatások közötti különböző **súlyozási** lehetőséggel. Az eljárás még fejlesztés alatt áll, de az eddig kapott mintaterületi eredmények a tájökológiai szempontú megállapításokat alavetően alátámasztják (pl. a szántók kisebb területarányának, vagy az aprófoltosabb élőhelymintázat igénye). Ugyanakkor ez a modell már lehetővé teszi adott területen **több ökoszisztéma-szolgáltatás integrált értékelését** is.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a hipotézisemnek megfelelően a **tájökológiai adottságok** egyrészt alapvetően meghatározzák egy területen megjelenő ökoszisztéma-szolgáltatások körét és térbeli mintázatát. Ezen keresztül pedig az alkalmazható modellek, értékelési eljárások kiválasztásában is fontos tényezőként jelentkeznek. Az egységes

térbeli értékelési alaphoz (pl. felszínborítás) kötött egyszerű (Tier1) eljárások, **mátrix-modellek alkalmasak** lehetnek a **szolgáltatások értékének összehasonlító nagyságrendi becsléséhez**, a technikai megvalósítás egyszerűsége pedig széles körben használhatóvá teszi ezeket a modelleket. Ugyanakkor nem minden szolgáltatás értékelése végezhető ebben a keretrendszerben, és a tájtípus jellege, valamint az adatellátottság is nagyban befolyásolja, hogy készíthetők-e, és milyen módon alkalmazhatók az ilyen eljárások (pl. a bemutatott ártéri értékelőrendszer fejlesztésében fontos szempont volt a belvízvesztélyeztetettség térképi adatbázis és az árvízi szimulációs modelledmények megléte). Bizonyos táj- és ökoszisztématípusokban az adott **szolgáltatásokat létrehozó ökológiai folyamatokat pontosabban leíró komplexebb** (Tier 2-3 szintű) **modellek** már speciálisabb (pl. a tájhasználati intenzitás hatásával kapcsolatos) kérdések megválaszolására is alkalmasak lehetnek, vagy elvileg akár a napi szintű **tervezési gyakorlatban is használhatók**. Erre a bemutatott témák közül az **erdők szénmegkötése** és a **városi fák ökoszisztéma-szolgáltatásainak modellezése** említhető példaként. Ugyanakkor ezek használatát is az tette lehetővé, hogy a szénmegkötés (és szennyezőanyag-megkötés) értékelésében kulcsfontosságú biomassza- és levélfelület-növekmény számszerű leírásai, egyenletei jól beépíthetők az ilyen értékelőeszközökbe. A **természetes állapotukban erdők** által meghatározott tájtípusokban (pl. a karszterületeken) így táji szinten is **jó becslések** készíthetők néhány fontos **ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából**. A terepi mérési adatsorok (pl. a bemutatott hortobágyi eredmények) az ilyen modellek fejlesztését segíthetik. Minél több adat (akár terepi, akár más modellek eredményeiből) áll rendelkezésre az ökoszisztéma-szolgáltatásokról és az azok mennyiségét meghatározó földrajzi és biológiai tényezőkről, annál hatékonyabban alkalmazható a mesterséges intelligencia eszköztára. Az elkövetkező időszak egyik fontos **kutatási feladatának** látom, hogy **a nem közvetlenül ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó, de ahhoz kapcsolódó szakterületeken összegyűlt szakmai tudás, modellezési tapasztalat** minél inkább **becsatornázzhatóvá váljon az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését célzó, egyszerűbb modellekbe**. Egy ilyen integráló jellegű, térbeli szemléletet igénylő feladatban fontos szerepe lehet a tájökológiának és a geográfiának.

## IRODALOMJEGYZÉK

- Aggarwal, C.C., Zhai, C.X. (eds.) (2012): Mining text data. Springer-Verlag, New York
- Albert, C., Galler, C., Hermes, J., Neuendorf, F., von Haaren, C., Lovett, A. (2015): Applying ecosystem service indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators*
- Albert, C., Hauck, J., Buhr, N., von Haaren, C. (2014): What ecosystem service information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. *Landscape Ecology* 29, 1301-1313.
- Albert, C., Zimmermann, T., Knieling, J., von Haaren, C. (2012): Social learning can benefit decision-making in landscape planning: Gartow case study on climate change adaptation, Elbe valley biosphere reserve. *Landscape and Urban Planning* 105, 347-360.
- Andrásfalvy, B. (2007): A Duna mente népének ártéri gazdálkodása. Ekvilibrium Kiadó, Budapest
- Asner, G.P., Powell, G.V.N., Mascaro, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J., Kennedy-Bowdoin, T., Balaji, A., Paez-Acosta, G., Vctoria, E., Secada, L., Valqui, M., Hughes, R.F. (2010): High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *PNAS* 107, 16738-16742.
- Baerwald, T.J. (2010): Prospects for Geography as an Interdisciplinary Discipline. *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 493-501.
- Baker, C., Lawrence, R., Montagne, C., Patten, D. (2006): Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands* 26:245.
- Baker, J., Sheate, W.R., Philips, P., Eales, R. (2013): Ecosystem services in environmental assessment – Help or hindrance? *Environmental Impact Assessment Review* 40, 3-13.
- Bakosné Böröcz, M. (2010): A húsmarhatartás közgazdasági elemzése és környezeti értékelése. Doktori disszertáció – Szent István Egyetem, Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola, Gödöllő
- Báldi, A. (2011): Pénzt vagy életet? *Magyar Tudomány* 7, 774-779.
- Baldocchi, D.D., Hicks, B.B., Camara, P. (1987): A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment* 21, 91-101.
- Balogh, P. (2001): Az ártéri tájgazdálkodás koncepciója. *Földrajzi Közlemények* 125, 249-270.
- Balvanera, P., Quijas, S., Martín-López, B., Barrios, E., Dee, L., Isbell, F., Durance, I., White, P., Banchard, R., de Groot, R. (2016): The links between biodiversity and ecosystem services. In: Potschin M., Haines-Young R., Fish R., Turner R.K. (eds.): *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London, pp. 45-61.
- Bárány, I., Mezősi, G. (1979) Further data concerning the morphogenetical evaluation of karst dolines in Bükk. *Acta Geogr Univ Szegediensis* 19, 105-115.
- Bárány-Kevei, I. (1998): Geoecological system of karsts. *Acta Carsologica* 27, 13-25.
- Bárány-Kevei, I., Kiss, M. (2016): Biogeomorphological feedback in karst areas. *Acta Geographica Landscape and Environment* 10, 3-4 pp. 101-108.
- Baranyi, B. (2004): Gondolatok a perifériaképződés történeti előzményeiről és következményeiről. *Tér és társadalom* 18, 1-21.
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D.J., Terradas, J. (2014): Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *Ambio* 43, 466-479.
- Bastian, O., Kronert, R., Lipsky, Z. (2006): Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21, 359-374.
- Bata, T., Mezősi, G., Meyer, B.C. (2013): Landscape units for Hungary using multiresolution segmentation of geo-data and fuzzy analysis. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 9, 45-56.
- Bátori, Z., Körmöczy, L., Erdős, L., Zalatnai, M., Csiky, J. (2012): Importance of karst sinkholes in preserving relict, mountain, and wet-woodland plant species under sub-Mediterranean climate: a case study from southern Hungary. *Journal of Cave and Karst Studies* 74 (1), 127.
- Bátori, Z.; Csiky, J.; Farkas, T.; Vojtkó, A.; Erdős, L.; Kovács, D.; Wirth, T.; Körmöczy, L.; Vojtkó, A. (2014): The conservation value of karst dolines for vascular plants in woodland habitats of Hungary: refugia and climate change. *International Journal of Speleology* 43, 15-26.
- Béky, A. (1981): Mag eredetű kocsánytalan tölgyesek fatermése (Yield table of seed-derived sessile oak forests). *Erdészeti Kutatások* 74, 309-320.
- Beládi, K., Kertész, R. (2009): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség- és jövedelemhelyzete a tesztüzemek adatai alapján 2008-ban. Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest.
- Beládi, K., Kertész, R. (2010): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség- és jövedelemhelyzete a tesztüzemek adatai alapján 2009-ben. Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest.
- Beládi, K., Kertész, R. (2010): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség- és jövedelemhelyzete a tesztüzemek adatai alapján 2009-ben. Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest.
- Beládi, K., Kertész, R. (2012): A főbb mezőgazdasági ágazatok költség-és jövedelemhelyzete 2010-ben. Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest.
- Bellman, R.E. (1978): An Introduction to Artificial Intelligence: Can Computers Think? Boyd & Fraser Publishing Company, San Francisco.
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. (2009): Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325, 1121-1124.

- BME VKKT (2008): A Tisza árvízi szabályozása a Kárpát-medencében NKFP – 3/A 0039/2002 BME Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék (kutatási jelentés). Idézi: Ungvári, G. (2012): Az ésszerű tájhasználat gazdasági hasznai. "Talán mégis kell a víz" - konferencia a tájgazdálkodásról. Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, 2012. nov. 7.
- Bobek, H., Schmithüsen, J. (1949): Die landschaft im logischen System der Geographie. *Erdkunde* 3, 112-120.
- Bódis, K. (2010): Digitális domborzatmodellek és alkalmazási lehetőségek az árvízi kockázatkezelésben. JATEPress (Földrajzi Tanulmányok 6.), Szeged
- Bolund, P., Hunhammar, S. (1999): Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29, 293-301.
- Bondor, A. (szerk.) (1986a): A bükk. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Bondor, A. (szerk.) (1986b): A gyertyán. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Bondor, A. (szerk.) (1987): A kocsánytalan tölgy. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Boyd, J., Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616-626.
- Boyd, J. (2008): The geography of ecosystem services. *Resources* 4, 10-15.
- Borsos, B., Flachner, Zs., Balogh, P., Nagy G.G., Fehér, L. (2010): ILD Kézikönyv – A Tisza völgyében a földhasználat és a vízgazdálkodás hatékonyságának javítására szolgáló integrált tájfejlesztési módszerek elméleti összefoglalása és gyakorlati útmutatója. Projekt jelentés – ICPDR/ UNDP/GEF Integrált vízgyűjtő gazdálkodás a Tisza völgyében IC/WD/384-HU
- Borsuk, E., Schweizer, S., Reichert, P. (2012): A Bayesian Network Model for Integrative River Rehabilitation Planning and Management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8, 462-472.
- Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót
- Bradford, J.B. (2011): Potential Influence of Forest Management on Regional Carbon Stocks: An Assessment of Alternative Scenarios in the Northern Lake States, USA. *Forest Science* 57, 479-488.
- Brahma, B., Pathak, K., Lal, R., Kurmi, B., Das, M., Nath, P.C., Nath, A.J., Das, A.K. (2017): Ecosystem carbon sequestration through restoration of degraded lands in Northeast India. *Land Degradation and Development* 29, 15-25.
- Branke, J., Deb, K., Miettinen, K., Slowiński, R. (eds.) (2008): Multiobjective Optimization – Interactive and Evolutionary Approaches. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg
- Brasseur, G.P.; Chatfield, R.B. (1991): The fate of biogenic trace gases in the atmosphere. In: Sharkey, T.D.; Holland, E.A.; Mooney, H.A., eds. Trace gas emissions by plants. New York: Academic Press: 1-27.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A. (2007): The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources* 32, 67-98.
- Broekx, S., Liekens, I., Wim Peelaerts, W., De Nockera, L., Landuyt, D., Staes, J., Meire, P., Schaafsma, M., Van Reeth, W., Van den Kerckhove, O., Cerulus, T. (2013): A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review* 40, 65-74.
- Bromley, J., Jackson N.A., Clymer O.J., Giacomello A.M., Jensen F.V. (2005): The use of Hugin® to develop Bayesian networks as an aid to integrated water resource planning. *Environmental Modelling & Software* 20, 231-242.
- Bulla, B., Mendöl, T. (1947): A Kárpát-medence földrajza. Országos Köznevelési Tanács, Budapest
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W. (2009): Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15, 1-22.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., (2014): Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online* 34, 1-32.
- Burkhard, B., Müller, A., Müller, F., Grescho, V., Anh, Q., Arida, G., Bustamante, J.V.(J.), Chien, H.V., Heong, K.L., Escalada, M., Marquez, L., Truong, D.T., Villareal, S.(B.), Settele, J. (2015): Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in southeast Asia – An explorative study. *Ecosystem Services* 14, 76-87.
- Cao, K., Huang, B., Wang, S., Lin, H. (2012): Sustainable land use optimization using Boundary-based Fast Genetic Algorithm. *Computers, Environment and Urban Systems* 36, 257-269.
- Carr, M.H., Zwick, P. (2005): Using GIS suitability analysis to identify potential future land use conflicts in North Central Florida. *Journal of Conservation Planning* 1, 58-73.
- Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. (2013): Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecology* 29, 1393-1405.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. (2006): Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLOS Biology* 4, 2138-2152.
- Chaparro, L., Terradas, J. (2009): Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Barcelona Város Önkormányzata, Barcelona, Spanyolország
- Chapra, S.C. (1997): Surface Water-Quality Modeling. Waveland Press, Long Grove, IL
- Chong, C., Klüppelberg, C. (2017): Contagion in Financial Systems: A Bayesian Network Approach. *SIAM Journal of Financial Mathematics* 9, 28-53.
- Christie, M., Hyde, T., Cooper, R., Fazey, I., Dennis, P., Warren, J., Colombo, S., Hanley, N. (2011): Economic Valuation of the Benefits of Ecosystem Services delivered by the UK Biodiversity Action Plan. Final Report do Defra, Project NO.: NE0112, London

- Chuvieco, E. (1993): Integration of linear programming and GIS for land use modelling. *International Journal of Geographical Information Systems* 7, 71-83.
- Collins, M.G., Steiner, F.R., Rushman, M.J. (2001): Land-Use Suitability Analysis in the United States: Historical Development and Promising Technological Achievements. *Environmental Management* 28, 611–621.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S. (1998): Costanza and his co-authors reply on 'Auditing the Earth' a review by D. Pearce. *Environment* 40, 23-28.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J. (2013): A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4, 4-14.
- Cseh, V. (2013): Tanulmány a Maros menti hullámtéri erdők tájbeli jelentőségéről és szénmegkötésük modellezéséről. Kézirat. Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Ökológiai Tanszék.
- Cseh, V., Kiss, M., Tanács, E. (2014): Carbon sequestration of floodplain forests: a case study from Hungary, Maros river valley. *TISCIA (Szeged)* 40, 3-10.
- Csépe, Z., Makra, L., Voukantsis, D., Matayasovszki, I., Tusnády, G., Karatzas, K., Thibaudon, M. (2014): Predicting daily ragweed pollen concentrations using computational intelligence techniques over two heavily polluted areas in Europe. *Science of the Total Environment* 476-477, 542-552.
- Csepregi, A. (2003): A Dunántúli-középhegység főkarstvíztárolója vízforgalmának modellezése. In: Felszín alatti vizeink kutatása, feltárása, hasznosítása és védelme, IA kötet: Karstvízkutatás Magyarországon.
- Csorba, P. (1997): Tájékológia. Egyetemi jegyzet. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- Czöbel, Sz., Németh, Z., Szirmai, O., Gyuricza, Cs., Tóth, A., Házi, J., Vikár, D., Penksza, K. (2013): Short-term effects of extensive fertilization on community composition and carbon uptake in a Pannonian loess grassland. *Photosynthetica* 51, 490-496.
- Czöbel, Sz., Szirmai, O., Nagy, J., Balogh, J., Ürmös, Zs., Péli, E.R., Tuba, Z. (2008a): Effects of irrigation on the community composition, and carbon uptake in Pannonian loess grassland monoliths. *Community Ecology* 9, 91-96.
- Czöbel, Sz., Balogh, J., Fóti, Sz., Szirmai, O., Nagy, Z. (2008b): Temporal changes in biomass and soil element contents under different manipulations of temperate grasslands. *Cereal Research Communications* 36, 1963-1966.
- Czöbel, Sz., Szirmai, O., Németh, Z., Gyuricza, Cs., Házi, J., Tóth, A., Schellemlberger, J., Vasa, L., Penksza, K. (2012): Short-term effects of grazing exclusion on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange and net primary production in a Pannonian sandy grassland. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 40, 67-72.
- Czöbel, Sz., Németh, Z., Szirmai, O., Gyuricza, Cs., Tóth, A., Házi, J., Vikár, D., Penksza, K. (2013): Short-term effects of extensive fertilization on community composition and carbon uptake in a Pannonian loess grassland. *Photosynthetica* 51, 490-496.
- Czucz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Botta-Dukát, Z. (2008): The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.), 161-177.
- Czucz, B., Arany, I., Potschin-Young, M., Bereczki, K., Kertész, M., Kiss, M., Aszalós, R., Haines-Young, R. (2018): Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosystem Services* 29, 145-157.
- Daily, G.C. (1997): Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington D.C., 392 p.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front Ecol Env* 7, 21-28.
- De Deyn, G.B., Shiel, R.S., Ostle, N.S., McNamara, N.P., Oakley, S., Young, I., Freeman, C., Fenner, M., Quirk, H., Bardgett, R.D (2011): Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration. *Journal of Applied Ecology* 48, 600-608.
- de Groot, (1992): Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, Groningen, 315 p.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- Deák, J.Á., Keveiné, B.I. (2006): A talaj és a növényzet kapcsolata, tájváltozás, antropogén veszélyeztetettség a Dorozsma-Majmai homokháti keleti részén. *Tájékológiai Lapok* 4, 195-209.
- DEFRA (2007): Case study to develop tools and methodologies to deliver an ecosystems approach — Heysham to M6 link DEFRA research project nr0110.
- Derts, Zs. (2012): Quantitative evaluation of ecosystem services: problems and possibilities experienced in the Tisza Valley case study. *Proceedings of the Conference of Junior Researchers in Civil Engineering*, 42-50.
- Diehl, K.E., Burkhard, B., Jacob, K. (2015): Should the ecosystem service concept be used in European Commission impact assessment? *Ecological Indicators* 61, 6-17.
- Dobrosy, D., Haraszthy, L., Szabó, G. (1993): Magyarországi árterek természetvédelmi problémái. WWF Füzetek, 3.
- Dramstad, W.E., Tveit, M.S., Fjellstad, W.J., Fry, G.L.A. (2006): Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning* 78, 465-474.
- Duray, B., Keveiné Bárány, I. (2010): Tájdinamikai vizsgálatok - a tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. In: Unger J (szerk.) *Geoszféra 2009: A Szegedi Tudományegyetem*

- Földtudományok Doktori Iskolájának eredményei. SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged. pp. 99-149.
- EC (European Commission) (2013a): Practical guidance and recommendations for integrating climate change and biodiversity into Environmental Impact Assessment / Strategic Environmental Assessment procedures. <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA%20Guidance.pdf>
- EC – European Commission (2013b): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper – Final, April 2013
- EC – European Commission (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2nd Report – Final, February 2014
- EC – European Commission (2016): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges, 3rd Report – Final, March 2016
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A. (1983): Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience* 33, 248-254.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., c, Gaston, K.J. (2010): Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services. *Biological Conservation* 143, 2487–2493.
- Erdész, F., Jankuné Kürthy, Gy., Kozak, A., Radócné Kocsis, T. (2009): A zöldség- és gyümölcságazat helyzete. *Agrárgazdasági Tanulmányok*, 7. Agrárgazdasági Kutatóintézet, Budapest
- Farley, J., Costanza, R. (2010): Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69, 2060-2068.
- Feng, X., Fu, B., Lu, N., Zeng, Y., Wu, B. (2013): How ecological restoration alters ecosystem services: an analysis of carbon sequestration in China's Loess Plateau. *Scientific Reports* 3:2846
- Finke, L. (1986): *Landschaftsökologie – Das Geographische Seminar*, Höller und Zwick, Westermann
- Finkral, A.J., Evans, A.M. (2008): The effects of a thinning treatment on carbon stocks in a northern Arizona ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management* 255, 2743-2750.
- Finn J.A., Kirwan L., Connolly J., Sebastià M.T., Helgadottir A., Baadshaug O.H., Bélanger G., Black A., Brophy C., Collins R.P., Čop J., Dalmannsdóttir S., Delgado I., Elgersma A., Fothergill M., Frankow-Lindberg B.E., Ghesquiere A., Golinska B., Golinski P., Grieu P., Gustavsson A.-M., Höglind M., Huguenin-Elie O., Jørgensen M., Kadziuliene Z., Kurki P., Llurba R., Lunnan T., Porqueddu C., Suter M., Thumm U., Lüscher A. (2013): Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: a 3-year continental-scale field experiment. *Journal of Applied Ecology* 50, 365–375.
- Fisher, B., Turner, R.K. (2008): Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141, 1167-1169.
- Fong, K.C., Hart, J.E., James P. (2018): A review of epidemiologic studies on greenness and health: updated literature through 2017. *Current Environmental Health Reports* 5, 77-87.
- Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Makeschin, F. (2012): A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecological Indicators* 21, 30–38.
- Frank, S., Fürst, C., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F. (2014): Making use of the ecosystem service concept in regional planning – trade-offs from reducing water erosion. *Landscape Ecology* 29, 1377-1391.
- Fränze, O. (2001): Alexander von Humboldt's Holistic World View and Modern Inter- and Transdisciplinary Ecological Research. *Northeastern Naturalist* 8, 57-90.
- Führer, E., Jagodics, A. (2009): A klímajelző fajok állományok szénkészlete. „Klíma-21” Füzetek 57, 43-55.
- Gazdag, D., Óvári, I., Horváth, F., Balázs, B., Máza, K. (2011): Szakmai segítségnyújtás kilenc nemzeti park igazgatóság területén megvalósuló klímaerdő-telepítési és kezelési terveinek elkészítésében, a telepítések elvégeztetésében. *Kutatási jelentés – Klímafa Kft., Budapest*
- Geneletti, D. (2013): Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review* 40, 25-35.
- Goldman, R.L., Tallis, H., Kareiva, P., Daily, G.C. (2008): Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *PNAS* 105, 9445-9448.
- Goldscheider, N. (2012): A holistic approach to groundwater protection and ecosystem services in karst terrains. *AQUA mundi* 3, 117-124.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead Z., Kremer, P. (2013): Urban Ecosystem Services. In: Elmqvist, T. et al. (eds.): *Urbanization, Biodiversity, and Ecosystems - Challenges and Opportunities – Cities and Biodiversity Outlook - Scientific Analyses and Assessments*. Springer Verlag, Dordrecht, Hollandia, pp. 175-251.
- Göncz, A. (2005): A területhasználat-változás megvalósítási terve a nagykovári árapasztó tározóra. Zonális programcsomagok, intézkedés típusok a nagykovári árapasztó tározóra. VATI Magyar Regionális Fejlesztési és Urbanisztikai Közhasznú Társaság - VIZITERV Consult Kft., Budapest
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., McDaniels, T., Ohlson, D. (2012): *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. John Wiley & Sons
- Grêt-Regamey, A., Celio, E., Klein, T.M., Wissen Hayek, U. (2013): Understanding ecosystem services trade-offs with interactive procedural modeling for sustainable urban planning. *Landscape and Urban Planning* 109, 107-116.
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S.-E., Zulian, G. (2015): A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services* 13, 16-27.



- Guerry, A.D., Polasky, S., Lubchenco J., Chaplin-Kramer R., Daily, G.C., Griffin, R., Ruckelshaus, M., Bateman, I.J., Duraipahy, A., Elmqvist, T., Felman, M.W., Folke, C., Hoekstra, J., Kareiva, P.M., Keeler, B.L., Li, S., McKenzie, E., Ouyang, Z., Reyers, B., Ricketts, T.H., Rockström, J., Tallis, H., Vira, B. (2015): Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *PNAS* 112, 7348–7355.
- Haase, D. (2009): Effects of urbanisation on the water balance: A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review* 29, 211–219.
- Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F., Seppelt, R. (2012): Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: an Integrated Multiscale Framework Applied to the LeipzigHalle Region, Germany. *Ecology and Society* 17, 22.
- Haines-Young, R. (2011): Exploring ecosystem service issues across diverse knowledge domains using Bayesian Belief Networks. *Progress in Physical Geography* 35, 681–699.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010a): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (szerk.): *Ecosystem ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110–139.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010b): Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting (V1). Report to the European Environment Agency – Contract No. EEA/BSS/07/007. University of Nottingham, Centre for Environmental Management, Nottingham, UK
- Hajdú, Z. (2007): A földrajzi nihilizmus, a földrajzi determinizmus és a földrajzi posszibilizmus. In: Pap, N. (szerk.): *A területfejlesztés földrajzi alapjai*. Lomart Kiadó, Pécs, pp. 39–56.
- Hajtun, Gy. (2011): Konferencia a magyar halászat helyzetéről. *Halászati Lapok* 10, 1–2.
- Halupa, L., Kiss, R. (1978): A nyárasok fatömege, fatermése és termesztési modelljei (Yield tables of poplar forests). In: Keresztesi B. (szerk.): *A nyárasok és a fűzök termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 201–231.
- Hao, F., Lai, X., Ouyang, W., Xu, Y., Wei, X., Song, K. (2012): Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of a Reclamation Farm in Northeast China. *Environmental Management*, DOI: 10.1007/s00267-012-9923-5
- Harmáčeková, Z.V., Vačkář, D. (2015): Modelling regulating ecosystem services trade-offs across landscape scenarios in Třeboňsko Wetlands Biosphere Reserve, Czech Republic. *Ecological Modelling* 295, 207–215.
- Harrison P., Berry P., Simpson G., Haslett J., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Dunford R., Garcia-Llorente M., Geamana N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L., Turkelboom F. (2014): Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9, 191–203.
- Hauck, J., Albert, C., Fürst, C., Geneletti, D., La Rosa, D., Lorz, C., Spyra, M. (2015): Developing and applying ecosystem service indicators in decision-support at various scales. *Ecological Indicators* 61, 1–5.
- Heath, L.S., Nichols, M.C., Smith, J.E., Mills, J.R. (2010): FORCARB2: An updated version of the U.S. Forest Carbon Budget Model. - Gen. Tech. Rep. NRS-67. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station [CD-ROM].
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ireland, E.C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 209–228.
- Henits, L., Mucsi, L. (2012): Analysis of the connection between urban land cover and census districts using geoinformational methods. *Landscape and Environment* 6, 52–67.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124, 60–71.
- Hermann, A., Schleifer, S., Wrška, T. (2011): The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Reviews in Landscape Research* 5, 1.  
[http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=NR0110\\_7329\\_FRA.pdf](http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=NR0110_7329_FRA.pdf)  
[http://www.wri.org/sites/default/files/ecosystem\\_services\\_review\\_for\\_impact\\_assessment\\_introduction\\_and\\_guide\\_to\\_scoping.pdf](http://www.wri.org/sites/default/files/ecosystem_services_review_for_impact_assessment_introduction_and_guide_to_scoping.pdf)
- Hilbert, D.W., Ostendorf, B. (2001): The utility of artificial neural networks for modelling the distribution of vegetation in past, present and future climates. *Ecological Modelling* 146, 311–327.
- Horváth, L., Grosz, B., Machon, A., Balogh, J., Pintér, K., Czóbel, Sz. (2008): Influence of soil type on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> soil fluxes in Hungarian grasslands. *Community Ecology* 9, 75–80.
- Horváth, L., Grosz, B., Machon, A., Tuba, Z., Nagy, Z., Czóbel, Sz., Balogh, J., Péli, E., Fóti, Sz., Weidinger, T., Pintér, K., Führer, E. (2010): Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 255–263.
- Hunziker, M., Kienast, F. (1999): Potential impacts of changing agricultural activities on scenic beauty – a prototypical technique for automated rapid assessment. *Landscape Ecology* 14, 161–176.
- Huzsvai, L., Rajkai, K., Szász, G. (2005): Az agroökológia modellezéstechnikája. Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum. <http://www.tankonyvtar.hu/mezogazdasag/agrookologia-080904-87>
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477, 199–202.
- Jack, B.K., Kousky, C., Sims, K.R.E. (2008): Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *PNAS* 105, 9465–9470.

- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele T., Staes, J., Schneiders, A. (2015): 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295, 21-30.
- Jakucs, L. (1971): A karsztok morfogenetikája – A karsztfejlődés variációi. Akadémiai Kiadó, Budapest, 310 p.
- Jakucs, L. (1980): A karszt biológiai produktum. *Földrajzi Közlemények* 28, 331-339.
- Janssen, R., Herwijnen, M. v., Stewart, T. J., Aerts, J.C.J.H. (2008): Multiobjective decision support for land-use planning. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 35, 740–756.
- Jenkins, J.C., Chojnacky, D.C., Heath, L.S., Birdsey, R.A. (2003): National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science* 49, 12-35.
- Jorgensen, S.E., Bendoricchio, G. (szerk.) (2011): *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier Science, Oxford
- Kahn, C.E., Roberts, L.M., Shaffer, K.A., Haddawy, P. (1997): Construction of a Bayesian network for mammographic diagnosis of breast cancer. *Computers in Biology and Medicine*. 27, 19-29.
- Kalóczkai, Á., Pataki, Gy., Kelemen, E., Kovács, E., Fabók, V. (2015): A földhasználati konfliktusok tényezői és dinamikája védett természeti területeken, *Természetvédelmi Közlemények* 21, 97–107.
- Kalóczkai, Á., Kelemen, E., Pataki, Gy., Balázs, B., Kovács, E., Fabók, V. (2014): Az ökoszisztéma-szolgáltatások szerepe a tájhasználati konfliktusok kialakulásában és feloldásában. In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Gödöllő; Budapest: Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), 2014. pp. 94-109. (ISBN:978-963-269-462-7)
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators – A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54-78.
- Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (2011): *Natural Capital – Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York
- Kaszala, R., Bárány-Kevei, I. (2015): Heavy metal concentrations in the soils and vegetation of Béke-cave watershed (Aggtelek Karst, Hungary). *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 9, 51-58.
- Kelemen, E. (2013): Az ökoszisztéma-szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése, Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 190 p.
- Kelemen, E., Bela, Gy., Pataki, Gy. (2010): Természet adta javak és szolgáltatások: szakértői és állampolgári értelmezések. ESSRG Füzetek, 1.szám, SZIE KTI Környezetgazdaságtani Tanszék, ESSRG Gödöllő
- Kelemen, E., Pataki, Gy. (szerk.) (2014): *Ökoszisztéma-szolgáltatások a természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet – Gödöllő, Environmental Social Science Research Group (ESSRG) – Budapest, 199 p.
- Kerekes, S., Kindler, J., Bisztriczky, J., Csutora, M., Kovács, E., Kulifai, J., Marjainé, Sz.Zs., Nemcsicsné, Zs.Á. (1999): A természeti tőke várható értékváltozása a Szigetközben. BKE, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék, Budapest.
- Kerényi, A. (2007): *Tájvédelem*. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen
- Kertész, Á. (2003): *Tájökológia*. Holnap Kiadó, Budapest
- Keskitalo E.C.H. (2011): How can forest management adapt to climate change? Possibilities in different forestry systems. *Forests* 2, 415-430.
- Keveiné Bárány, I., Hoyk, E., Zseni, A. (1999): Karsztökológiai egyensúlymegbomlások néhány hazai karszterületen. *Karsztfejlődés* 3, 79-91.
- Keveiné Bárány, I. (2002): A karsztökológiai rendszer szerkezete, működése, környezeti hatások a klíma-talaj-növényzet rendszerben. Akadémiai doktori értekezés, Szeged, 106 p.
- Keveiné Bárány, I. (2007): Geodiverzitás a karsztokon. *Karsztfejlődés* 12., 215-223.
- Keveiné Bárány, I. (2003): Tájszerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 1, 21-27.
- Keveiné Bárány, I., Kiss, M., Tanács, E., Samu, A. (2016): Ökoszisztéma szolgáltatások és biogeomorfológiai visszacsatolások a karsztokon. *Karsztfejlődés XXI.*, 157-174.
- Keveiné Bárány, I., Kiss, M. (2018): A karsztok ökoszisztéma-szolgáltatásai integrált geográfiai megközelítésben In: Pap, N; Szalai, G (szerk.) *Táj geográfus ecsettől – Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar (PTE TTK)*, pp. 31-44.
- Kienast F., Helfenstein J. (2016): Modelling ecosystem services. In: Potschin M., Haines-Young R., Fish R., Turner R.K. (eds.): *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London, pp. 144-156.
- Kirchhoff, T. (2012): Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework. *PNAS*, 109, p. E3146.
- Kiss, R., Somogyi, Z., Juhász, Gy. (1986): Kocsányos tölgy fatermési tábla (1985) (Yield table of pedunculate oak forests). *Erdészeti Kutatások* 78, 265-282.
- Kiss, M., Deák, J.Á., Bárány-Kevei, I. (2009): Complex landscape ecotone analysis on the borderline region of two landscapes in the South Great Plain (Hungary). *Acta Climatologica et Chorologica* 42-43, 67-79.
- Kiss, M., Tanács, E., Bárány-Kevei, I. (2011a): Ecosystem services in Hungarian karst areas. *Acta Climatologica et Chorologica* 44-45, 41-49.
- Kiss, M., Tanács, E., Keveiné Bárány, I. (2011b): Karsztos erdők szénmegkötésével kapcsolatos számítások egy erdőrezervátum adatai alapján. *Karsztfejlődés* 16, 157-166.
- Kiss, M., Samu, A., Tanács, E. (2011c): Possibilities of model-based evaluation of ecosystem services, on the example of a case study using a Bayesian network for examining eutrophication. In: Nagy, GG; Kiss, V (szerk.) *Borrowing*

- Services from Nature : Methodologies of Ecosystem Services Based on Hungarian Case Studies. CEEweb Munkacsoport, Budapest, pp. 75-89.
- Kiss, M., Gere, Cs.; Kiss, M.K. (2013): Basics of an integrated ecosystem service evaluation system for the Tisza River Basin. *Review on Agriculture and Rural Development* 2, 314-319.
- Kiss, M., Németh, Z., Bárány-Kevei, I., Czóbel, Sz. (2014): Investigation of carbon sequestration processes of reconstructed grasslands and wetlands to aid ecosystem service-based decision making. *Acta Climatologica et Chorologica* 47-48, 63-70.
- Kiss, M., Cseh, V., Tanács, E. (2015a): Carbon sequestration of different types of floodplain forests in the Maros river valley (Hungary) In: Luc, M; Somorowska, U; Szmańda, J B (szerk.): *Landscape Analysis and Planning – Springer Geographical Perspectives Series*, Cha-Am, Thaiföld : Springer International Publishing, pp. 159-175.
- Kiss, M., Takács, Á., Pogácsás, R., Berkes, L., Gulyás, Á. (2015b): Klimatológiai vonatkozású városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése Szeged példáján. *Természetvédelmi Közlemények* 21, 130-138.
- Kiss, M., Takács, Á., Pogácsás, R., Gulyás, Á. (2015c): The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary). *Moravian Geographical Reports* 23, 36-46.
- Kiss, M., Bárány-Kevei, I., Czóbel, Sz., Kiss, M. (2015d): Land use optimization with genetic algorithm, using the methodology of evaluating ecosystem services. In: *Hungarian, Geographical Society (szerk.): EUGEO Budapest 2015: Congress programme and Abstracts*, Budapest, Magyarország: Hungarian Geographical Society, p. 113.
- Kiss M.K. (2015): Mezőgazdasági területhasználat-optimalizálás, ökoszisztéma-szolgáltatás szemléletmóddal, genetikus algoritmus segítségével. Szakdolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Informatikai Intézet, Szeged
- Kiss, M., Samu, A., Tanács, E., Keveiné Bárány, I. (2016): Modelling environmental processes with Bayesian networks based on the example of eutrophication of karstic lakes. *Acta Climatologica et Chorologica* 49-50, 41-48.
- Kiss, M., Ádám, Sz., Arany, I., Aszalós, R., Bereczki, K., Czúcz, B., Kisné Fodor, L., Kovács, E., Kovács-Hostyánszki, A., Nagy, G.G., Somodi, I., Takács, A.A., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., Zsembéry, Z., Kalóczkai Á. (2017): Nemzeti ökoszisztéma szolgáltatás-térképezés és -értékelés program – koncepció és első eredmények. VII. Magyar Tájökológiai Konferencia, Szeged, 2018. május 25-27.
- Kiss, T., Hernesz, P., Sümeghy, B., Györgyövcis, K., Sipos, Gy. (2014): The evolution of the Great Hungarian Plain fluvial system - Fluvial processes in a subsiding area from the beginning of the Weichselian. *Quaternary International* 388, 142-155.
- Kiss, T., Nyári, D., Sipos, Gy. (2007): Homokmozgások vizsgálata a történelmi időkben Csengele területén. Táj, környezet és társadalom Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére pp. 373-382.
- Kolar, C.S., Lodge, D.M. (2002): Ecological Predictions and Risk Assessment for Alien Fishes in North America. *Science* 298, 1233-1236.
- Koncsos, L. (2006): A Tisza árvízi szabályozása a Kárpát-medencében. Magyar Természetvédők Szövetsége, Budapest
- Koncsos, L., Jolánkai, Zs., Koncsos, T., Kozma, Zs. (2011): Környezeti rendszerek modellezése. Egyetemi jegyzet, BME, Budapest
- Kothencz, Gy., Blaschke, T. (2017): Urban parks: Visitors' perceptions versus spatial indicators. *Land Use Policy* 64, 233-244.
- Kothencz, Gy., Kiss, M., Petutschnig, A. (2018): Hot spots for improvements: Where to implement new green spaces? In: 2017 IEEE SmartWorld, Ubiquitous Intelligence & Computing, Advanced & Trusted Computed, Scalable Computing & Communications, Cloud & Big Data Computing, Internet of People and Smart City Innovation (SmartWorld/SCALCOM/UIC/ATC/CBDCOM/IOP/SCI), pp. 1-4
- Kovács, F. (1986): A mag eredetű kőrisek fatermése. *Erdészeti Kutatások* 78, 225-240.
- Kovács, E., Kelemen, E., Czúcz, B. (2014): A természettől a jólétig: az ökoszisztéma-szolgáltatások természet- és társadalomtudományi meghatározottsága. In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet – Gödöllő, Environmental Social Science Research Group - Budapest
- Kovács, E., Harangozó, G., Marjainé Szerényi, Zs., Csépanyi, P. (2015a): Natura 2000 erdők közgazdasági környezetének elemzése. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Esztergom, 217 p.
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, Gy., Gébert, J., Málovics, Gy., Balázs, B., Roboz, Á., Krasznai Kovács, E., Mihók, B. (2015b): Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas *Ecosystem Services* 12, 117-127.
- Kovács-Hostyánszki, A., Földesi, R., Mózes, E., Szirák, Á., Fisher, J., Hanspach, J., Báldi, A. (2016): Conservation of Pollinators in Traditional Agricultural Landscapes – New Challenges in Transylvania (Romania) Posed by EU Accession and Recommendations for Future Research . *Plos One* 11, no. 6
- Kozma, Zs., Derts, Zs., Kardos, M., Koncsos, L. (2012a): A mezőgazdasági termelés mint ökoszisztéma szolgáltatás értéke: hidrológiai modellhez kapcsolt számítási módszertan. *Tájökológiai Lapok* 10, 55-69.
- Kozma, Zs., Karakai, T., Derts, Zs., Koncsos, L., Ungvári, G., Tímár G. (2012b): Enrichment of the natural capital by reforestation: algorithm and first case study results. 6th International Conference for Young Water Professionals, Budapest.
- Kragt, M.E., Newham, L.T.H., Jakeman, A.J. (2009): A Bayesian Network approach to integrating economic and biophysical modelling. In: *Proceedings of the 18th World IMACS/MODSIM Congress on Modelling and Simulation* (Cairns, Australia 13-17 July 2009), pp. 2373-2383.

- Kreuter, U.P., Harris, H.G., Matlock, M.D., Lacey, R.E. (2001): Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics* 39, 333-346.
- Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N. (2012): Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29, 521-535.
- Kurzweil, R. (1990): *The Age of Intelligent Machines*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts
- Kürti, L. (2005): Some karst spring analysis at the piedmont of Bükk Mountains. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis* 38-39, 171-180.
- Ladányi, Zs., Rakonczai, J., Deák, J.Á. (2011): A Hungarian landscape under strong natural and human impact in the last century. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 6, 35-44.
- Lakner, Z., Sass, P. (1997): A zöldség-gyümölcs szektor versenyképességét meghatározó tényezők. „Versenyben a világgal” - kutatási program – Műhelytanulmányok, 14. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem, Vállalatgazdaságtan Tanszék
- Landsberg, F., Treweek, J., Stickler, M.M., Henninger, N., Venn, O. (2013): Weaving ecosystem services into impact assessment. – Technical Appendix, Version 1.0. World Resources Institute, Washington, USA
- Landuyt, D., Broeky, S., D’hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., Goethals, P.M.L. (2013): A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software* 46, 1-11.
- Lefebvre, M., Espinosa, M., Gomez y Paloma, S., Paracchini, M.L., Piorr, A., Zasada, I. (2014): Agricultural landscapes as multi- scale public good and the role of the Common Agricultural Policy. *Journal of Environmental Management* 58, 2088-2112.
- Lénárt, L. (2006): A Bükk-térség karsztvízpotenciálja – A hosszú távú hasznosíthatóságának környezetvédelmi feladatai. In: G. Fekete É. (ed.): *Észak-Magyarországi Stratégiai Füzetek*. MTA RKK, Miskolc, p. 17-28.
- Leyshon, C. (2014): Cultural Ecosystem Services and the Challenge for Cultural Geography. *Geography Compass* 8, 710-725.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Sievänen, R. (2005): Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189, 168-182.
- Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggersa, T. (2006): Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 - an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63, 687-697.
- Liu, Y., Li, J., Zhang, H. (2012): An ecosystem service valuation of land use change in Taiyuan City, China. *Ecological Modelling* 225, 127-132.
- Liu, Y.L., Tang, D.W., Kong, X.S., Liu, Y.F., Ai, T.H. (2014): A Land-use Spatial Allocation Model Based on Modified Ant Colony Optimization. *International Journal of Environmental Research* 8, 1115-1126.
- Lovett, G.M. (1994): Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications* 4, 629-650.
- Luck, G.W., Daily, G.C., Ehrlich, P.R.. (2003): Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 331-336.
- Lundholm, C. (2011): Society's Response to Environmental Challenges: Citizenship and the Role of Knowledge. In *Factis Pax* 5, 80-96.
- Luyssaert, S., Schulze, E.D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. - *Nature* 455, 213-215.
- Macrot, G.B., Steventon, J.D., Sutherland, G.D., McCann, R.K. (2006): Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modelling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 3063-3074.
- Maes, J., Zulian, G., Thijssen, M., Castell, C., Baró, F., Ferreira, A.M., Melo, J., Garrett, C.P., David, N., Alzetta, C., Geneletti, D., Cortinovis, C., Zwierchowska, I., Louro Alves, F., Souto Cruz, C., Blasi, C., Alós Ortí, M.M., Attorre, F., Azzella, M.M., Capotorti, G., Copiz, R., Fusaro, L., Manes, F., Marando, F., Marchetti, M., Mollo, B., Salvatori, E., Zavatiero, L., Zingari, P.C., Giarratano, M.C., Bianchi, E., Duprè, E., Barton, D., Stange, E., Perez-Soba, M., van Eupen, M., Verweij, P., de Vries, A., Kruse, H., Polce, C., Cugny-Seguin, M., Erhard, M., Nicolau, R., Fonseca, A., Fritz, M., Teller, A. (2016): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A., Vallecillo, S., Petersen, J.E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B. (2018): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg
- Marcot, G.B., Steventon, J.D., Sutherland, G.D., McCann, R.K. (2006): Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modelling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 3063-3074.
- Mádl-Szőnyi, J., Nyúl, K., Mindszenty, A., Halupka, G. (2003): Veszprém-Kádárta Plateau Test Site, Transdanubian Central Range (Hungary). In: Zwahlen (ed.): *Vulnerability and risk mapping for the protection of Karst Aquifers*. EU, Brussels. p. 274-286.
- Makra, L. (2005): The role of traffic in modifying air quality in a medium-sized city, Szeged, Hungary. *Epidemiology*, 16(5): S62.
- Marjainé, Sz.Zs. (1999): Megfizethető-e a megfizethetetlen? *Kovács* 3, 188-198.

- Marjainé, Sz.Zs. (2005): A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 155 p.
- Martin N.A., Chappelka A.H., Loewenstein E.F., Keever G.J. (2012): Comparison of carbon storage, carbon sequestration, and air pollution removal by protected and maintained urban forests in Alabama, USA. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8, 265-272.
- Martínez-Harms M.J., Balvanera, P. (2012): Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8, 17-25
- Martínez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Balvanera, P., Law, E.A., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Wilson, K.A. (2015): Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation* 184, 229-238.
- Mascarenhas, A., Ramos, T., Haase, D., Santos, R. (2014): Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planner's views. *Landscape Ecology* 29, 1287-1300.
- Masera, O., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A., De Jong, B.J. (2003): Modelling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164, 177-199.
- Matyasovszky, I., Makra, L., Bálint, B., Guba, Z., Sümeghy, Z. (2011): Multivariate analysis of respiratory problems and their connection with meteorological parameters and the main biological and chemical air pollutants. *Atmospheric Environment* 45, 4152-4159.
- McPherson, E.G., Xiao, Q., Aguaron, E. (2013): A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests. *Landscape and Urban Planning* 120, 70– 84.
- McPherson, E.G., Kendall, A. (2014): A life cycle carbon dioxide inventory of the Million Trees Los Angeles program. *International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 1653–1665.
- McPherson, E.G. (2003): A benefit-cost analysis of ten tree species in Modesto, California, U.S.A. *Journal of Arboriculture*. 29, 1-8.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003): *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington DC
- Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D., Buchmann, N. (2014) Greenhouse gas budget (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology* 20, 1913-1928.
- Mezősi, G., Kevei, F.-né, Géczi, R. (1996): A Duna-Tisza köze néhány táji értékének prognosztizálható változása. In: Szabó L. (szerk.). *A termőföld védelme. Gödöllő*. pp. 34-48.
- Mezősi, G., Mucsi, L., Rakonczai, J., Géczi, R. (2007): A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése. In: Mezősi, G. (szerk.): *Városökológia*. JATEPress, Szeged, pp. 9-17.
- Mezősi, G., Rakonczai, J. (szerk.) (1997): *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged
- MGSDP (2011): *The Metropolitan Glasgow Strategic Drainage Partnership*. <https://www.mgsdp.org/2011>
- Middle, I., Dzidic, P., Buckley, A., Bennett, D., Tye, M., Jones, R. (2014): Integrating community gardens into public parks: An innovative approach for providing ecosystem services in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening* 13, 638-645.
- Miklós, L. (1994): *Landscape ecological principles of the Sustainable Development – Compendium No. 78*. Roskilde University
- Minx, J., Creutzig, F., Medinger, F., Ziegler, T., Owen, A., Baiocchi, G. (2011): *Developing a Pragmatic Approach to Assess Urban Metabolism in Europe: A Report to the European Environment Agency*
- Molnár, S., Komán, Sz. (2006.): A nyárfajták minőségi és fatechnológiai tulajdonságai és felhasználásuk (Wood quality, technological properties and application of hybrid poplar varieties). - In: Tóth B. (szerk.): *Nemesnyár-fajták ismertetője*. Agroinform Kiadó, Budapest, pp. 83-90.
- Molnár, S., Sümegi, P. (2012): Az ártéri gazdálkodás környezettörténeti szempontú vizsgálata két alföldi mintaterület példáján. In: Unger J, Pál-Molnár E (szerk.): *Geoszféra 2011: A Szegedi Tudományegyetem Földtudományok Doktori Iskola és a Környezettudományi Doktori Iskola (Környezeti geográfia program) eredményei*. 204 p. Szeged: SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, 2012. pp. 141-170.(GeoLitera)
- Molnár Zs., Biró M. (2010): A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökológiai kutatások módszertana. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): *Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században (Földrajzi Tanulmányok 5)*, 109-126.
- Mononen, L., Auvinen, A.-P., Ahokumpu, A.-L., Rönkä, M., Aaras, N., Tolvanen, H., Kamppinen, M., Viiret, E., Kumpula, T., Vihervaara, P. (2015): National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability. *Ecological Indicators* 61, 27-37.
- Moreno, J., Palomo, I., Escalera, J., Martín-Lopez, B., Montes, C. (2014): Incorporating ecosystem services into ecosystem-based management to deal with complexity. *Landscape Ecology* 29, 1407-1421.
- Nábrádi, A., Pupos, T., Takácsné, György K. (2007): *Üzemtan II*. Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centruma, Agrárgazdasági és Vidékfejlesztési Kar, Debrecen.
- Nabuurs, G-J., Pussinen, A., Karjalainen, T., Erhard, M., Kramer, K. (2002): Stemwood volume increment changes in European forests due to climate change—a simulation study with the EFISCEN model. *Global Change Biology* 8, 304-316.
- Nagy, G.G., Kiss, M. (2011): Az integrált tájkezelés lehetséges előnyei a diverz agrárökoszisztéma és a vízi környezet nyújtotta szolgáltatások fényében. In: *A nemzeti vidékfejlesztési stratégia, a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése és az integrált tájgazdálkodás eredményeinek integrációs lehetőségei – műhelymegbeszélés, Nagykovács, 2011. nov. 18.*

- Nagy, I. (2006): A városökológia elméleti megközelítése. In: Kiss, A., Mezősi, G., Sümeghy, Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom: Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék - SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 541-550.
- Naveh, Z. (2000): What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50, 7-26.
- NBS (2015): A biológiai sokfélenség megőrzésének 2015-2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiája (28/2015. (VI. 17.) OGY határozat)
- Nedkov, S., Burkhard, B. (2012): Flood regulating ecosystem services – Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21, 67-79.
- Nelson, J.D.J., Schoenau, J.J., Malhi, S.S. (2008): Soil organic carbon changes and distribution in cultivated and restored grassland soils in Saskatchewan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82, 137-148.
- Németh, G. (2009): Fafeldolgozási hulladékok kezelése, felhasználhatósága. PhD-értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem
- NHST (Nemzeti Halászati Stratégiai Terv) (2007): A megújuló halászatért - Magyarország Nemzeti Halászati Stratégiai Terve a 2007-2013 közötti időszakra.
- Niemann, E. (1986): Polyfunctional landscape evaluation – aims and methods. *Landscape and Urban Planning* 13, 135-151.
- Nijnik, M., Slee, R.W., Nijnik, A. (2014): Biomass production: Impacts on other ecosystem services. In: Pelkonen, P. et al.: Forest bioenergy for Europe. What Science Can Tell Us 4. European Forest Institute.
- Nowak, D.J. (1994): Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (eds.): Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., Ibarra, M. (2002): Brooklyn's Urban Forest. GTR-NE- 290. Newtown Square, PA. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station.
- NRC (National Research Council) (1997): Rediscovering Geography: New Relevance for Science and Society. National Academies Press, 248 p.
- NRC (National Research Council, Committee on Assessing and Valuing the the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems) (2004): Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making. Natinal Academies Press, Washington, 290 p.
- NTS (2017): Nemzeti Tájstratégia (2017-2026). 1128/2017. (III. 20.) Korm. határozat
- Nunery, K., Keeton, W.S. (2010): Forest carbon storage in the northeastern United States: Net effects of harvesting frequency, post-harvest retention, and wood products. *Forest Ecology and Management* 259, 1363-1375.
- OECD (2008): Strategic environmental assessment and ecosystem services. <http://www.oecd.org/dac/environment-development/41882953.pdf>
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and control. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris, 154 p.
- Ostrom, E. (2007): A diagnostic approach for going beyond panaceas. *PNAS* 104, 15181–15187.
- Paaïjmans, K.P., Takken, W., Githeko, A.K., Jacobs, A.F.G. (2008): The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*. *International Journal of Biometeorology* 8, 747-753.
- Pálfai, I. (2003): Magyarország belvíz-veszélyeztetettség térképe. *Vízügyi Közlemények* 85, 515-517.
- Pálfai, I. (2006a): Belvízgyakoriság és belvízkárok Magyarországon. *Hidrológiai Közöny* 5, 25-26.
- Pálfai, I. (2006b): Aszálygyakoriság és aszálykárok Magyarországon.. *Hidrológiai Közöny* 2., 63-64.
- Palotás, F. (1969): Standort und Holzertrag der Baumweiden. *Erdészeti Kutatások* 65, 91-101.
- Parpinelli, R.S., Lopes, H.S., Freitas, A.A. (2002): Data mining with an ant colony optimization algorithm. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation* 6, 321-332.
- Partidário, M.R. (2010): SEA for including ecosystem services in coastal management. <http://www.eea.europa.eu/atlas/teeb/sea-for-including-ecosystem-services-1>
- Partidário, M.R., Gomes, R.C. (2013): Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 40, 36–46.
- Pásztor, L., Szabó, J., Bakacsi, Zs., Dombos, M., László, P. (2011): Functional soil mapping to regionalise certain natural services of soils. In: Nagy, G.G., Kiss, V. (szerk.): Borrowing services from nature – Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies. CEEWEB for Biodiversity, Budapest, pp. 50-61.
- Pearce, D. (1998): Auditing the Earth: The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 40, 23-28.
- Pearce, D.W., Turner, R.K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. The John Hopkins University Press, Baltimore.
- Peng, L., Chen, S., Liu, Y., Wang, J. (2008): Application of CITYgreen model in benefit assessment of Nanjing urban green space in carbon fixation and runoff reduction. *Frontiers of Forestry in China* 3, 177-182.
- Peper, P.J., McPherson, G.E., Simoson, J.R., Gardner, S.L., Vargas, K.E., Xiao, X. (2007): New York City, New York Municipal Forest Resource Analysis. Technical Report, Centre for Urban Forest Research, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Davis, CA, USA

- Pérez-Miñana, E. (2016): Improving ecosystem services modelling: Insights from a Bayesian network tools review. *Environmental Modelling & Software* 85, 184-201.
- Petz, K., van Oudenhoven, A.P.E. (2012): Modelling land management effect on ecosystem functions and services: a study in the Netherlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8, 135-155.
- Petz, K., Glenday, J., Alkemade, R. (2014): Land management implications for ecosystem services in a South African rangeland. *Ecological Indicators* 45, 692-703.
- Pinke, Zs. (2012): A költség alapú értékelés és a szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások szerepe a belvizes területek vizes élőhelyé alakításában. *Természetvédelmi Közlemények* 18, 425-434.
- Pinke, Zs., Kiss, M., Lövei, L.G. (2018): Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services* 30:B, 299-308.
- Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., Bieling, C. (2014): Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. *Ecology and Society* 19, 59.
- Plummer, M.L. (2009): Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 38-45.
- Pothier, A.J., Millward, A.A. (2013): Valuing trees on city-centre institutional land: an opportunity for urban forest management. *Journal of Environmental Planning and Management* 56, 1380-1402.
- Potschin, M., Haines-Young, R. (2011): Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography* 35, 575-594.
- Primmer, E., Furman, E. (2012): Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services* 1, 85-92.
- Pukkala, T., Pohjonen, V. (1990): Use of linear programming in land use planning in the Ethiopian highlands. *Silva Fennica* 24, 235-247.
- Puskás, I., Farsang, A. (2008): Diagnostic indicators for characterising urban soil of Szeged, Hungary, *Geoderma* 148, 267-281.
- Radó, D. (1981): Fák a betonrengetegben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Rakonczai, J., Kovács, F. (2006): A szárazodási folyamat területi és időbeli változásainak vizsgálata az Alföldön – Összefoglaló értékelés a VAHAVA program számára, pp. 1-36.
- Rakonczai, J., Kozák, P. (2011): The consequences of human impacts on Hungarian river basins. *Zeitschrift für Geomorphologie* 55 (Suppl. 1), 95-107.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. (2010): Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 5242-5247.
- Rédei, K. (1991): A fehér (*Populus alba*) és a szürke nyár (*Populus canescens*) termesztésének fejlesztési lehetőségei Magyarországon (Development possibilities of production of white (*Populus alba*) and gray poplar (*Populus canescens*) in Hungary). *Erdészeti Kutatások* 82-83, 345-352.
- Remme, R.P., Schröter, M., Hein, L. (2014): Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. *Ecosystem Services* 10, 6-18.
- Remme, R.P., Edens, B., Schröter, M., Hein, L. (2015): Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics* 112, 116-128.
- Roy, S., Byrne, J., Pickering, C. (2012): A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening* 11, 351-363.
- Russell, S., Norvig, P. (2005): Mesterséges Intelligencia – Modern megközelítésben. Panem Könyvkiadó, Budapest
- Russo, A., Escobedo, F.J., Timilsina, N., Schmitt, A.O., Varela, S., Zerbe, S. (2014): Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 10, 54-70.
- Samu, A., Tanács, E., Bárány-Kevei, I. (2010): A characterization of the lakes in Aggtelek and Slovak karst and changes in their state. *Karst Development* 1, 31-40.
- Samu, A. (2012): A Gömör-Tornai-karszt állóvizeinek vízminőség-értékelése, különös tekintettel a tápanyagterhelésre. Doktori értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola
- Samu, A., Csépe, Z., Bárány-Kevei, I. (2013): Influence of meteorological variables to water quality in five lake over the Aggtelek (Hungary) and Slovak karst regions—a case study. *Acta Carsologica* 42, 121-133.
- Santé-Riveira, I., Boullón-Magán, M., Crecente-Maseda, R., Miranda-Barroós, D. (2008): Algorithm based on simulated annealing for land-use allocation. *Computers and Geosciences* 34, 259-268.
- Santos-Martin, F., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguado, M., Benayas, J., Montes, C. (2014): Unraveling the relationships between ecosystems and human wellbeing in Spain. *Plos One* 8, e73249.
- Schaich, H., Bieling, C., Plieninger, T. (2010): Linking Ecosystem Services with Cultural Landscape Research. *GAIA* 19, 269-277.
- Schelhaas, M.J., van Esch, P.W., Groen, T.A., De Jong, B.J., Kanninen, M., Liski, J., Masera, O., Mohren, G.M.J., Nabuurs, G.J., Palosuo, T., Pedroni, L., Vallejo, A., Villén, T. (2004): CO2FIX V 3.1 - description of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. - ALTErra Report 1068. Wageningen, The Netherlands.
- Schulp, C.J.E., Nabuurs, G.J., Verburg, P.H. (2008): Future carbon sequestration in Europe – Effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 251-264.

- Seppelt, R., Lautenbach, S., Vol, M. (2013): Identifying trade-offs between ecosystem services, land use, and biodiversity: a plea for combining scenario analysis and optimization on different spatial scales. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 1-6.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J. (2018): InVEST 3.5.0+dev User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund.
- Sitas, N., Pozesky, H., Esler, K., Reyers, B. (2014): Opportunities and challenges for mainstreaming ecosystem services in development planning: perspectives from a landscape level. *Landscape Ecology* 29, 1315-1331.
- Skole, D.L. (2004): Geography as a Great Intellectual Melting Pot and the Preeminent Interdisciplinary Environmental Discipline. *Annals of the Association of American Geographers*, 94, 739-743.
- Soares, A.L., Rego, F.C., McPherson, G.E., Simpson, J.R., Peper, P.J., Xiao, Q (2011): Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry and Urban Greening*, 10, 69–78.
- Somlyódy, L., van Straten G. (eds.) (1986): Modeling and managing shallow lake eutrophication. With application to Lake Balaton. Springer-Verlag, Berlin
- Somogyi, Z., (2003): CASMOFOR - a magyarországi erdősítésekben megkötött szén mennyiségének becslésére szolgáló szénkörforgalmi modell. In: Barna T. (szerk.): Alföldi Erdőkért Egyesület. Kutatói Nap. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Kecskemét. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét, 12-21.
- Somogyi, Z. (2008): A hazai erdők üvegház hatású gáz leltára az IPCC módszertana szerint. *Erdészeti Kutatások* 92, 145-162.
- Sopp, L. (szerk.) (1974): Fatömegszámítási táblázatok. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Sperotto, A., Molina, J.-L., Torresan, S., Critto, A., Marcomini, A. (2017): Reviewing Bayesian Networks potentials for climate change impacts assessment and management: A multi-risk perspective. *Journal of Environmental Management* 202, 320-331.
- Steinbeiss, S., Bessler, H., Engels, C., Temperton, V.M., Buchmann, N., Roscher, C., Kreutziger, Y., Baade, J., Habekost, M., Gleixner, G. (2008): Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology* 14, 2937-2949.
- Stewart, T.J., Janssen, R., VanHerwijnen, M. (2004): A genetic algorithm approach to multiobjective land use planning. *Computers & Operations Research* 31, 2293–2313.
- Swanson, M.E., (2009): Modeling the effects of alternative management strategies on forest carbon in the Nothofagus forests of Tierra del Fuego. Chile. *Forest Ecology and Management* 257, 1740–1750.
- Syrbe, R.-U., Walz, U. (2012): Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators* 21, 80-88.
- Szabó, Gy. (2012): Az egyek-pusztaköcsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea). [The effect of grassland reconstruction in Egyek-Pusztaköcs on wild bee populations (Hymenoptera: Apoidea) (in Hungarian)]. *Természetvédelmi Közlemények* 18, 456-466.
- Szabó, M. (2011): A magyar gyümölcs piaci helyzete. *Kertészet és Szőlészet* 20, 14-16.
- Szokolczay, J. (1997): Halegészségügyi alapismeretek. In: Tathy B. (ed.): Halgazdálkodás II. MOHOSZ, Budapest, pp. 457-487.
- Szatmári, J. (2005): Szélerózió-veszélyeztetettség értékelése a Duna-Tisza-közén RWEQ modell alkalmazásával. II. Magyar Földrajzi konferencia tanulmánykötete (Szeged, 2004. szeptember 2-4.)
- Szilágyi, F., Orbán, V. (szerk.) (2007): Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség, 624 p.
- Szilassi, P., Bata, T., Szabó, Sz., Czucz, B., Molnár, Zs., Mezösi, G. (2017): The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale. *Ecological Indicators* 81, 252-259.
- Szkordilis, F., Kiss, M. (2016a): Potential of Vegetation in Improving Indoor Thermal Comfort and Natural Ventilation. *Applied Mechanics and Materials* 824, 278-287.
- Szkordilis, F., Kiss, M. (2016b): Passive cooling potential of alley trees and their impact on indoor comfort. *Pollack Periodica: An International Journal for Engineering and Information Sciences*. 11, 101-112.
- Szőke, E. (2005): Research on the heavy metal pollution of some cave waters of the karsts of Aggtelek from 2000 until now. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis* 38-39, p. 135-142.
- Szpyrka, M., Jasiul, B., Wrona, K., Dziedzic, F. (2013): Telecommunications Networks Risk Assessment with Bayesian Networks. In: Saeed, K., Chaki, R., Cortesi, A., Wierchoń, S. (eds.): Computer Information Systems and Industrial Management. CISIM 2013. Lecture Notes in Computer Science, vol 8104. Springer, Berlin, Heidelberg
- Takács, Á., Kiss, M., Gulyás, Á. (2014): Some aspects of indicator development for mapping microclimate regulation ecosystem service of urban tree stands. *Acta Climatologica et Chorologica* 47-48, 99-108.
- Takács, Á., Kiss, M., Tanács, E., Varga, L., Gulyás Á. (2015): Investigation of tree stands of public spaces in Szeged *Journal of Environmental Geography* 8, 33-39.
- Takács, Á., Kiss, M., Hof, A., Tanács, E., Gulyás, Á., Kántor, N. (2016a): Microclimate modification by urban shade trees – an integrated approach to aid ecosystem service based decision-making. *Procedia Environmental Sciences* 32, 97-109.
- Takács, Á., Kiss, M., Gulyás, Á., Tanács, E., Kántor, N. (2016b): Solar Permeability of Different Tree Species in Szeged, Hungary. *Geographica Pannonica* 20, 32-41



- Takács, Á., Kovács, A., Kiss, M., Gulyás, Á., Kántor, N. (2016c): Study on the transmissivity characteristics of urban trees in Szeged, Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin* 65, 155-167.
- Takács, Á., Kiss, M., Gulyás, Á., Kántor, N. (2016d): Népszerű városi fafajok árnyékolóképességének vizsgálata Szegeden. *Tájökológiai Lapok* 14, 21-32.
- Tanács, E. (2005): The role of forests in the karstecosystem. *Acta Climatologica et Chorologica* 38-39, 143-156.
- Tanács, E., Szmorad, F., Bárány-Kevei, I. (2010): Patterns of tree species composition in Haragistya-Lófej forest reserve (Aggtelek karst, Hungary). – In: Barančokova, M., Krači, J., Kollar, J., Belčakova, I. (szerk): *Landscape ecology – methods, applications and interdisciplinary approach*. Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, pp. 767-780.
- Tanács, E. (2011): Az erdőszerkezet tér- és időbeli mintázatainak vizsgálata a Haragistya-Lófej erdőrezervátum (Aggteleki-karszt) területén. Doktori értekezés, SZTE TTK, Szeged
- Tanács, E., Krizsán, T., Kiss, M. (2016): Carbon sequestration modeling in a temperate near-natural beech forest using CO2Fix. *Acta Climatologica et Chorologica* 49-50, 81-90.
- Tansley, A.G. (1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16, 284-307.
- TEEB (2010a): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. (szerk. Pushpam Kumar) Earthscan, London – Washington
- TEEB (2010b): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*. Earthscan, London – Washington
- TEEB (2011): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Earthscan, London – Washington
- TEEB (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*. Earthscan, London – Washington
- Termorshuizen, J.W., Opdam, P. (2009): Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology* 24, 1037-1052.
- Tianhong, L., Wenkai, L., Zhengahn, Q. (2010): Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecological Economics* 69, 1425-1437.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Mielke, T., Lehman, C. (2001): Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294:843-845
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B., Tóthmérész, B. (2011): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48, 257-264.
- Twohig-Bennett, C., Jones, A. (2018): The health benefits of the great outdoors: a systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research* 166, 628-637.
- UK NEA (2011): *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Underwood F.M., Parkes, G., Swasey, J.H. (2016): Building Bayesian Belief Networks to investigate how fishery performance responds to management interventions. *Fisheries Research* 182, 28-38.
- Unger, J., Sümeghy, Z., Mucsi, L., Pál, V., Kevei-Bárány, I. (2001): Urban temperature excess as a function of urban parameters in Szeged, Part 1: Seasonal patterns. *Acta Climatologica et Chorologica* 34-35, 5-14.
- Unger, J., Lelovics, E., Gál, T. (2014): Local Climate Zone mapping using GIS methods in Szeged. *Hungarian Geographical Bulletin* 63, 29-41.
- Ungvári, G. (2011): *Környezetgazdaságtan*. ELTE TáTK Közgazdaságtudományi Tanszéke, MTA Közgazdaságtudományi Intézet, Balassi Kiadó
- Ungvári, G., Molnár, Zs., Varga, Gy., Ellison, D. (2012): Ökoszisztéma-szolgáltatások nagyságrendi becslése vízgyűjtő szinten a vízkörforgást leíró vízháztartási jellemzők alapján. Kézirat. REKK Vízgazdasági Csoport - Budapesti Corvinus Egyetem, MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, VITUKI Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Nonprofit Közhasznú Kft., MTA-KRTK Világgaazdasági Intézet, Budapest
- UN-HABITAT (2009): *Planning Sustainable Cities - Global Report of on Human Settlements*. Earthscan
- UN (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division) (2014): *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, CD-ROM Edition*
- UN (United Nations), European Commission, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Organisation for Economic Coöperation and Development, The World Bank (2014): *System of Environmental-Economic Accounting 2012 — Experimental Ecosystem Accounting*. United Nations, New York
- van der Meulen, E.S., Braat, L.C., Brils, J.M. (2016): Abiotic flows should be inherent part of ecosystem services classification. *Ecosystem Services* 19, 1-5.
- van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S. (2012): Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 110-122.
- VÁTI (2005): Megvalósítási terv a Tisza-völgyi árapasztó rendszer I. ütemére – VII/4/c-3. Zonális programcsomagok, intézkedéstípusok a Nagykörűi árapasztó tározóra VÁTI, Budapest.
- Vida, E., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010): Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica* 61, 246-255.
- Vida, G. (2004): *Helyünk a bioszférában*. Neumann Kht., Budapest
- Wainwright J., Mulligan M. (2004): *Environmental Modelling – Finding Simplicity in Complexity*. Wiley, Chichester

- Wälchli, G. (2012): Ökosystemdienstleistungen als ökonomische Strategie? i-Tree: ein Instrument für die Wertermittlung von Stadtbäumen Zusammenfassung [dissertation]. Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften. 123 pp.
- Walz, A., Lardelli, C., Behrendt, H., Gret-Rêgamey, A., Lundström, C., Kytzia, S., Bebi, P. (2007): Participatory scenario analysis for integrated regional modelling. *Landscape and Urban Planning* 81, 114–131.
- Wang, Y., Bin, F., Colvin, C., Ennaanay, D., McKenzie, E., Min, C. (2010): Mapping conservation areas for ecosystem services in land-use planning, China. <https://www.cbd.int/financial/values/china-valuebaoxing.pdf>
- Wätzold F., Drechsler M., Armstrong C.W., Baumgaertner S., Grimm V., Huth A., Perrings C., Possingham H.P., Shogren J.F., Skonhofs A., Verboom-Vasiljev J., Wissel C. (2006): Ecological - Economic Modeling for Biodiversity Management: Potential, Pitfalls, and Prospects. *Conservation Biology* 20, 1034-1041.
- Westman, W. (1977): How much are nature's services worth? *Science* 197, 960-964.
- Wiggering, H., Dalchow, C., Glemnitz, M., Helming, K., Müller, K., Schultz, A., Stachow, U., Zander, P. (2006): Indicators for multifunctional land use – Linking socio-economic requirements with landscape potentials. *Ecological Indicators* 6, 238–249.
- Willemen, L., Verburg, P.H., Hein, L., Mensvoort, M.E.S. (2007): Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and Urban Planning* 88, 34-43.
- Winans, K.I., Tardif, A.-S., Lteif, A.E., Whalen, J.K. (2015): Carbon sequestration potential and cost-benefit analysis of hybrid poplar, grain corn and hay cultivation in southern Quebec, Canada. *Agroforestry Systems* 89, 421-433.
- Wurts, W.A., Durborow, R.M. (1992): Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds. Southern Regional Aquaculture Center Publication, 464.
- Xie, G., Lu, C., Leng, Y., Zheng, D., Li, S. (2003): Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources* 18, 189-196.
- Xu, Y., Tang, H., Wang, B., Chen, J. (2016): Effects of land-use intensity on ecosystem services and human well-being: a case study in Huailai County, China. *Environmental Earth Sciences* 75:416.
- Yang, Y., Zhu, L. (2013): Theories and Diagnostic Methods of Land Use Conflicts. *Asian Agricultural Research* 5, 63-67.
- Yiping, L., Yanxia, L., Buckingham, K., Henley, G., Guomo, Z. (2010): Bamboo and climate change mitigation. International Network for Bamboo and Rattan, Beijing.
- Zhang, M., Wang, K., Liu, H., Zhang, C. (2011): Responses of Spatial-temporal Variation of Karst Ecosystem Service Values to Landscape Pattern in Northwest of Guangxi, China. *Chinese Geographical Science* 21, 446-453.
- Zhang, X., Jiang, H., Jin, J., Xu, X., Zhang, Q. (2012): Analysis of acid rain patterns in northeastern China using a decision tree method. *Atmospheric Environment* 46, 590-596.
- Zhou, C., Svensson, B.M., Yan, J., Chen, X., Li, K. (2014): Ecological Compensation: A Key to Sustainable Development in the Guizhou Province Karst Region, Southwest China. *Open Journal of Forestry* 4, 212-222.

#### Internetes hivatkozások:

- Balogh, P. (2007): A Nagykörűi Tájgazdálkodási Program tanulmányai és javaslatok, különösen a mentett oldali tájhasználat-váltást illetően. <http://tiszatajkozpont.uw.hu/tudokt/h.pdf>
- City of Melbourne (2012): Urban Forest Strategy – Making a great city greener 2012-2032. <https://www.melbourne.vic.gov.au/SiteCollectionDocuments/urban-forest-strategy.pdf>
- ER (Erdőrezervátum Program) (2017): A magyarországi Erdőrezervátum Program honlapja. <http://www.erdorezervatum.hu/>
- i-Tree (2014): i-Tree Eco User Manual v5.0. [http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco\\_Manual\\_v5.pdf](http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf)
- KSH (Központi Statisztikai Hivatal) (2017): Agrárcenzusok - Hosszú idősorok – Táblázatok. A Központi Statisztikai Hivatal honlapja. [https://www.ksh.hu/agrarcenzusok\\_hosszu\\_idosorok\\_tablak](https://www.ksh.hu/agrarcenzusok_hosszu_idosorok_tablak)
- Oláh, A., Balogh, L., Balogh, L., Beszedes, F., Kalydy, M., Nagy, A., Pósn, F., Szabó, Sz., Tóth, I., Tóth Korcsmáros, L., Tóth, L. (2006): Tiszafüredi erdészeti tervezési körzet 2. erdőterve. <http://www.nebih.gov.hu/data/cms/159/47/tiszafuredi.pdf>
- OMSZ, (2006): Szeged éghajlati jellemzői [http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/varosok\\_jellemzoi/Szeged/](http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Szeged/)
- Rogers, K., Jarratt, T., Hansford, D. (2011): Torbay's Urban Forest – Assessing Urban Forest Effects and Values [https://www.itreetools.org/resources/reports/Torbay\\_UF\\_Report.pdf](https://www.itreetools.org/resources/reports/Torbay_UF_Report.pdf)
- Rogers, K., Jaluzot, A., Neilan, C. (2012): Green Benefits in Victoria Business Improvement District [online]. London Climate Change website [cit. 07.12.2014.]. <http://climatelondon.org.uk/wp-content/uploads/2013/03/Green-Benefits-in-Victoria-Business-Improvement-District.pdf>
- Ronczyk, L. (2013): A városökológia fogalma, elméleti kérdései. In: Szilassi, P., Ronczyk, L. (2013): Városökológia, településinformatika. Internetes tananyag (Digitális Tankönyvtár), 13. fejezet. [http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011\\_0025\\_geo\\_5/ch13.html](http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011_0025_geo_5/ch13.html)
- Szilassi, P. (2013): A városökológia fogalma, elméleti kérdései. In: Szilassi, P., Ronczyk, L. (2013): Városökológia, településinformatika. Internetes tananyag (Digitális Tankönyvtár), 1. fejezet. [http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011\\_0025\\_geo\\_5/ch01.html](http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011_0025_geo_5/ch01.html)

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm mindenekelőtt témavezetőmnek, Keveiné Bárány Ilona tanárnőnek a sokéves bizalmat, a geográfiai szemlélet és a tájökológia szeretetének továbbadását.

Munkámat szeretném Flachner Zsuzsanna (az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet volt tudományos főmunkatársa) emlékének is ajánlani, aki az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatása felé irányított, és aki sajnos már nem érhetette meg ennek a dolgozatnak az elkészültét.

Hálás vagyok társszerzőimnek a közös munkákért, amik nemcsak kutatási eredményeket, hanem sok élményt is jelentettek a terepi munkában és az eredmények értékelésében. Így köszönet illeti Cseh Viktóriát, Czóbel Szilárdot, Gere Csillát, Gulyás Ágneszt, Kiss Miklóst, Lövei Gábort, Németh Zoltánt, Pinke Zsoltot, Pogácsás Rékát, Samu Andreát, Takács Ágneszt és Tanács Esztert.

Köszönöm a Szegedi Tudományegyetem Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszéke munkatársainak, hogy stabil háttérrel támogattak a kutatásaim megvalósításához. Sokat köszönhetek az MTA Ökológiai Kutatóközpont „Lendület” Ökoszisztéma-Szolgáltatás Kutatócsoport munkatársainak a témámmal kapcsolatos elméleti és módszertani ismeretek elmélyítésében.

Végül hálás vagyok Feleségemnek, szüleimnek és testvéremnek, hogy mellettem álltak nemcsak a magánéletben, hanem a tudományos élet küzdelmeiben is tanácsaikkal, kitartásukkal és szeretetükkel.

## SUMMARY

One of the more general objectives of the research was to review the international experience of including the evaluation of ecosystem services into decision-making processes and their adaptation possibilities. It is necessary for the preparation of similar domestic applications, and is closely related to the model-based evaluations (decision-support is one of the main fields of the application of model-based approaches), which form the main theme of the dissertation. In addition to discussing the theoretical aspects, especially the choice of indicators, I analysed the experiences presented in academic literature of two institutional subdivisions in detail, both of which make particularly good use of geographic knowledge due to the integrated approach. The evaluation of ecosystem services can also be included in the methodological approaches of environmental impact analyses and land use planning. Concrete practical implementation is easier with services that can be described by well-known sub-processes, and, in particular, with services having smaller spatial scale (e.g. urban ecosystem services). As an integrated approach to planning and decision making is an increasingly important aspect in several environmental policy areas, an ecosystem service evaluation that explicitly incorporates this aspect may also appear as a comprehensive framework. In order to prepare its domestic (even legislative) introduction, further studies are needed in connection with more processes (investment types) and services.

Separation on the basis of Tier levels provides an important methodological framework for the modelling of ecosystem services. The most accurate theoretical work and practical applications are provided by Tier 3 models which describe complex natural and social phenomena with process-based mathematical models. At the same time, in some cases (larger areas, or worse data availability), the use of models with a lower level of complexity can also assist decision-making based on ecosystem services.

Conducting and presenting a research regarding several different landscape types and environmental issues, and using various modelling approaches in this work all help experts to make more general statements on the model-based assessment of ecosystem services. In addition, it enables the preparation of practical applications as well as the selection of the most appropriate planning or impact assessment tool for different study areas and environmental problems.

**In the first case study**, I employed the matrix approach, which is the simplest and most common method of modelling services. **Its specific objective** was the **monetary evaluation of two important regulating services related to water management for deep floodplain areas along the Tisza River** and their comparison with the value of supporting services (agricultural production, timber production). These data can be incorporated into a land-cover-based assessment system, where the economic value per unit area (HUF/ha) is included for each land cover type, based on the services examined. The assessment of the agricultural production was based on the farm accountancy database managed by the Research Institute of Agricultural Economics and a study based on similar operational data collection. In order to assess forestry profitability, I used the results of wood production economic models, with the inclusion of basic study area data. Flood risk reduction was characterised by the incorporation of existing modelling results (for deep floodplain water storage) into the evaluation system (with reference to land cover types). The assessment of inland excess water risk (being a factor reducing profitability) was carried out by using inland excess water hazard maps. It can be stated that the land-cover-based evaluation of the most important supporting and water management

regulatory services characterising the floodplain land cover type is supported by sufficient and satisfying information from Hungarian territorial databases, which also provide good mapping possibilities. The results show that inland excess water risk can reduce agricultural profitability approximately by 10% in floodplain areas; and the economic value of flood risk reduction services concerning all land use types reaches or significantly exceeds the economic value of supporting services. Due to the annual variability of the value of the services and the study-area-specificity of the data, the results provided by the evaluation system are not suitable for direct mapping. At the same time, they can provide important information by defining and comparing the values of the services on the basis of their magnitude and unit area in order to assist large-scale land use planning, and, as a methodological result, develop of similar evaluation systems.

The second major thematic unit of the dissertation is **the assessment of the impact of land use intensity on ecosystem services**. In addition to land cover, it is also a significant determinant of the presence and amount of services. Moreover, a lot of domestic, both landscape ecological and nature conservational conflicts can be associated with the choice of land use intensity regarding several landscape types as well as spatial scales. In the first part of this unit, I analysed this issue with **a model-based evaluation of carbon sequestration**, which is one of the most important services **of forests**. The assessment was carried out with the CO2Fix model in two study areas. I investigated the progression of the amount of carbon stored in forests (especially in their woody biomass) completely free of logging in the **Haragistya-Lófej Forest Reserve** on the Aggtelek Karst, in three typical forest types. The results indicate that forests having both old and varied age tree composition can be considered as carbon sinks despite their decline in productivity. Of all the examined forest types, beech forests can be characterised with the largest amount of stored carbon, preceding mesophilous and dry oak forests. The other study area was **the floodplain of the river Maros**, where besides the natural reserve areas, managed forests with **different tree species**, and with different management **intensity** can also be found (hardwood forests: oak and ash stands, softwood forests: native and hybrid poplars, willow stands). Of the managed forests, the largest amount of stored carbon is typical of oak trees (besides the long rotation cycle, it is mainly due to the long lifespan of timber products). Of the poplar stands, hybrid poplars (the high proportion of which is not favourable in relation to conservation) have high growth values. At the same time, the model does not take into account the soil carbon loss resulting from the soil preparation works when planting the new stands, which is accompanying their maintenance. It also draws attention to the importance of native poplars which are characterised by longer rotation cycle and less intensive treatment.

In the second major part focusing on the impacts of land use intensity, I evaluated the climate-related ecosystem services of urban trees on the example of Szeged tree stands using data of a complete tree inventory. For the calculations I used the i-Tree Eco model, which I first adapted to the domestic (and also Central-Eastern European) conditions as part of my doctoral research. The first part of the calculations related to the entire stock, allowing species comparisons. In addition, I studied the effects of the management intensity of two smaller study areas. The amount of the two ecosystem services (**carbon sequestration** and **air pollution removal**) investigated is determined by species characteristics, size distribution and tree condition, but the general condition of the species can be deduced from certain structural characteristics. The general condition of the species determines the amount of ecosystem services provided, and provides information on the usability of the species in urban forestry.

According to the results, the **old tree stands** (of good condition, if appropriate) **play a substantial role from the examined ecosystem services point of view**, so their proper maintenance (even through the designation of a particular alley as a protected area) is an important task of urban green space management.

The last case study on the impact of land use intensity also focused on the service of global climate regulation. In connection with **the impact of habitat reconstructions on element contents**, I published some results on the habitat reconstruction area of the Egyek-Pusztakócs habitat complex in Hortobágy. Measurements in relation to the element content of soil and vegetation samples, which represented different-aged reconstructed grasslands, an almost undisturbed natural grassland site, arable land plots with different management intensities, and wetland habitats, can help to prepare a more complex model-based evaluation later. Existing results suggest that **almost natural, well-structured grasslands play a prominent role in soil carbon storage** (as well as in stand-level carbon sequestration of the vegetation). Regarding reconstructed grasslands, there is no clear trend for carbon exchange properties in the few years since their planting.

In the last part of my dissertation, I examined the **possibilities of using methods belonging to the domain of artificial intelligence**, which I applied to two study areas, one of which was located **in a karstic region**, and the other one was located **on the plain**. Bayesian networks are used more and more frequently as tools for modelling ecosystem services. The reason for this is that they are able to manage conditional probabilities, thus they are also capable of managing anthropogenic impacts as well as land use decisions; and, as "learning algorithms", estimating the significance of influencing variables when the ecosystem processes are not fully known. By employing the latter approach, we developed a Bayesian network model for investigating the eutrophication processes of the lakes in the Gömör-Torna karst region, which is significant from the point of view the health status of the fish population as an indicator of ecosystem condition (or service providing capacity). Based on the modelling experience, I consider this approach well applicable to certain modelling tasks related to ecosystem services. Concerning the study area as well as the examined problem, the sensitivity analysis of the programme can be used to determine the **weight and role of the individual influencing factors** of the system. According to the sensitivity test executed for the variable „effect on **fish populations**”, the fish are **the most sensitive to pH and water temperature**.

The last study of my thesis presents a possible use of **the results and experiences of modelling and mapping of ecosystem services** as demonstrated in my doctoral research and **in general**, with the help of a **possible way of their application**. Artificial intelligence is an important new domain and tool in a number of areas of scientific research and engineering applications. The presented Boundary-based Fast Genetic Algorithm provides an opportunity for future research **to estimate the optimal land use pattern** according to the criteria (indicators) of ecosystem services, with different **weighting** possibilities between services. The procedure is still under development, but the results of the study areas already support the landscape ecological statements (e.g. the need for the smaller proportion of arable land or a habitat with smaller patches). At the same time, this model also allows **an integrated assessment of several ecosystem services** in a given area.

In conclusion, as stated in my hypothesis, **landscape ecological features determine the range and spatial pattern of ecosystem services appearing in an area**. As a result, **they are also an important factor in the selection of applicable models and evaluation procedures**. Simple (Tier1) procedures, matrix models bound to a unified spatial evaluation base (e.g. land

cover) may be suitable for estimating and comparing the value of services, while the ease of technical implementation makes these models widely applicable. However, not all services can be evaluated in this framework, and the nature of the landscape type as well as data supply have a major influence on whether such procedures can be made and applied (e.g. the existence of the inland excess water mapping database and that of flood simulation model results were significant factors in the development of the floodplain evaluation system). In some landscape types and ecosystems, more complex (Tier 2-3 level) models describing the ecological processes that create the given services may be more suitable for answering more specific questions (e.g. on the impact of land use intensity) or, in principle, even for daily planning practice. Examples of these models are the carbon sequestration of forests and the modelling of urban tree ecosystem services. However, their use was made possible by the fact that numerical descriptions and key equations of the amount of biomass and leaf area, which have considerable significance to the evaluation of carbon sequestration (and air pollution removal), can be integrated into such evaluation tools well. Thus, good estimates can be made at landscape level for some important ecosystem services in landscape types that are naturally characterised by forests (e.g. karst regions). Field measurement data sets (e.g. the results presented in relation to Hortobágy) may help to develop such models. The more data (either from field or other model results) are available about ecosystem services and the geographical and biological factors determining their quantity, the more effective the artificial intelligence toolkit can be applied. One of the important tasks of the future is that **the professional knowledge and modelling experience gathered in the related professional fields, which do not directly deal with ecosystem services, can and should be integrated into the simpler models for evaluating ecosystem services.** Landscape ecology and geography can play an important role in a task that requires such an integrative and spatial approach.